



UNIVERSIDAD
NACIONAL
DE COLOMBIA

Factores que inciden en la sostenibilidad y vulnerabilidad del sistema de cacería de subsistencia en dos comunidades indígenas del sector guayanés de la Amazonia colombiana

Natalia Atuesta Dimian

Universidad Nacional de Colombia
Facultad de Ciencias, Departamento de Biología
Bogotá D.C., Colombia

2018

Factores que inciden en la sostenibilidad y vulnerabilidad del sistema de cacería de subsistencia en dos comunidades indígenas del sector guayanés de la Amazonia colombiana

Natalia Atuesta Dimian

Tesis presentada como requisito parcial para optar al título de:

Magister en Ciencias - Biología

Directora

Olga L. Montenegro Díaz, Ph.D.

Grupo de Investigación

Conservación y Manejo de Vida Silvestre

Universidad Nacional de Colombia

Facultad de Ciencias

Departamento de Biología

Bogotá, Colombia

2018

Agradecimientos

Este estudio surgió del proyecto “Diagnóstico, evaluación y manejo comunitario de la fauna silvestre en la zona del río Tiquié”, ejecutado por el Instituto Amazónico de Investigaciones Científicas SINCHI y financiado por COLCIENCIAS y el Banco Interamericano de Desarrollo BID. Quiero agradecer al Instituto SINCHI y particularmente a Mariela Osorno Muñoz por invitarme a participar en este inspirador proyecto y posteriormente permitirme darle continuidad al análisis, por un edificante trabajo en equipo y por entusiasmarse conmigo con los avances del análisis. Al SINCHI por abrirme sus puertas y las puertas de la Amazonia, por su apoyo y colaboración institucional para el desarrollo de mi maestría y esta tesis.

A la profesora Olga Lucia Montenegro por la formación académica y sus recomendaciones, no solo sobre el trabajo sino a nivel profesional y sobre todo por su apoyo moral y su infinita paciencia.

A mi alma mater de siempre, la Universidad Nacional de Colombia, a la Facultad de Ciencias y al Postgrado en Ciencias-Biología, a sus docentes que aportaron en mi formación académica. Al profesor Gabriel Guillot por mostrarme la utilidad del modelamiento y el análisis de sistemas complejos y por esos primeros comentarios sobre el abordaje del tema.

A las comunidades de Bella Vista y Puerto Loro, a todas las familias que participaron en el proyecto, a sus capitanes Ernesto Valle Trujillo y Tarsicio Sánchez Tenorio, por el interés en el proyecto, por todas las enseñanzas mutuas y por la calurosa y amable acogida en sus territorios durante un año continuo de trabajo y aún después.

Finalmente, a mi familia por su apoyo constante y su paciencia durante el desarrollo de este trabajo, particularmente hacia el final del proceso, durante la escritura del documento.

Resumen

La fauna de consumo es fundamental para las comunidades indígenas de la Amazonia, particularmente aquellas que dependen de recursos locales para su subsistencia. El instituto SINCHI y las comunidades indígenas de Bella Vista y Puerto Loro (Vaupés) desarrollaron entre 2013 y 2014 el proyecto “Diagnóstico, evaluación y manejo comunitario de la fauna silvestre en la zona del río Tiquié”, para establecer el estado de su fauna de cacería. Este proyecto, contó con la participación de la totalidad de las comunidades y recopiló de forma continua durante un año datos de aprovechamiento de fauna de cacería y de otros recursos involucrados en su seguridad alimentaria, estableció la abundancia poblacional de especies usadas, realizó análisis de sostenibilidad de 10 especies de mamíferos y determinó las principales problemáticas respecto al recurso. Los análisis de sostenibilidad se realizaron a partir de datos de oferta y producción de fauna y demanda de las comunidades, sin tener en cuenta otros factores que determinan la sostenibilidad del uso. El presente proyecto profundizó en el análisis de sostenibilidad de la cacería en el Tiquié, abordando la sostenibilidad desde una visión más integral que incluye factores bióticos y socioculturales que regulan la actividad y su sostenibilidad. Los datos recolectados entre 2013 y 2014 fueron reanalizados desde la óptica del forrajeo óptimo para establecer las estrategias de forrajeo empleadas por ambas comunidades. Posteriormente, se elaboró un modelo predictivo de simulación para conocer los factores que inciden en la sostenibilidad del aprovechamiento y la importancia de estos factores. Por medio de simulaciones se estableció la vulnerabilidad del sistema de cacería a intervenciones externas que amenazan la zona como la minería y cambios socioculturales. Se estableció que las comunidades se comportan como forrajeadores óptimos y que factores como el tamaño de las comunidades, el uso de armas de fuego y la conservación de manejos tradicionales son determinantes en la sostenibilidad integral del sistema de subsistencia.

Palabras clave: Sistemas complejos, modelo simulación, teoría de forrajeo óptimo, amplitud de dieta, manejo tradicional de fauna, decisión de aprovechamiento

Abstract

Fauna consumption is essential for indigenous communities of the Amazon, particularly those that depend on local resources for their subsistence. SINCHI Institute and the indigenous communities of Bella Vista and Puerto Loro (Vaupés) carried out a study from 2013 to 2014 entitled: "Diagnosis, evaluation and management of wildlife at the Tiquié River area", which main goal was to establish the status of wild species used for hunting. All members of both communities took part on this project. We collected data about wild meat and other resources involved in food security during one year. We established population abundance of used species, carried out sustainability analysis of ten mammal species and determined the main issues of wild meat consumption. Sustainability analyses were performed using supply data, wildlife production, and demand by the communities, without considering other factors that determine the sustainability of its use. This study deepened into the analysis of hunting sustainability in Tiquié, addressing sustainability from a more comprehensive vision, which includes biotic, social and cultural factors that regulate the hunting activity of wild meat and its sustainability. Data collected between 2013 and 2014 were analyzed again from the optimal foraging theory by examining foraging strategies used by both communities. Subsequently, a predictive simulation model was developed to know which factors affect wild meat use sustainability and the importance of these factors. We established the system vulnerability to external interventions, such as mining, social, and cultural changes, through simulations. In conclusion, the communities behave as optimal foragers; factors such as community size, use of guns, and conservation of traditional management, are determinants for the integral sustainability of this subsistence system.

Keywords: Complex system analysis, model simulations, Optimal Foraging Theory, diet breadth, wildlife traditional management, wildlife use decisions

Contenido

Pág.

1. Estrategia de forrajeo en la cacería de subsistencia de dos comunidades indígenas del sector guayanés de la amazonia colombiana.....	9
1.1 Resumen.....	9
1.2 Introducción.....	10
1.3 Métodos	13
1.3.1 Área de estudio.....	13
1.3.2 Composición de la cacería.....	14
1.3.3 Esfuerzo de cacería y tasa de retorno	16
1.3.4 Técnicas de cacería y rendimiento.....	17
1.3.5 Selectividad de la cacería	18
1.3.6 Cambios temporales en el aprovechamiento	20
1.3.7 Modelo de amplitud de dieta.....	21
1.4 Resultados	21
1.4.1 Composición de la cacería.....	21
1.4.2 Esfuerzo de cacería y tasa de retorno	23
1.4.3 Técnicas de cacería y rendimiento.....	27
1.4.4 Selectividad de la cacería	31
1.4.5 Cambios temporales en el aprovechamiento	37
1.4.6 Modelo de amplitud de dieta.....	39
1.5 Discusión	42
1.6 Conclusiones.....	51
1.7 Bibliografía	53
2. Modelamiento de sostenibilidad de la cacería de subsistencia en dos comunidades indígenas del sector guayanés de la Amazonia colombiana: interacción de factores bióticos y socioculturales	60
2.1 Resumen.....	60
2.2 Introducción.....	61
2.3 Métodos	64
2.3.1 Área de estudio.....	64
2.3.2 Construcción del modelo	65
2.3.3 Validación del modelo y evaluación de sostenibilidad.....	76
2.3.4 Factores que inciden en la sostenibilidad del sistema.....	77
2.3.5 Simulación bajo posibles escenarios de intervención	78
2.4 Resultados	79
2.4.1 Validación del modelo y evaluación de sostenibilidad.....	79
2.4.2 Factores que inciden en la sostenibilidad del sistema.....	82
2.4.3 Simulación bajo posibles escenarios de intervención	92

2.5	Discusión	96
2.6	Conclusiones	103
2.7	Bibliografía.....	104

Lista de figuras

	Pág.
Figura 1-1: Área de estudio. Localización de las comunidades indígenas de Bella Vista de Abiyú y Puerto Loro de Macucú sobre el escudo Guayanés en Colombia. Detalle de coberturas presentes en cada comunidad.	13
Figura 1-2: Esfuerzo de cacería por grupo de fauna, establecido en horas/presa. El ancho de cada caja indica el número de datos incluidos en el cálculo.	25
Figura 1-3: Tasa de retorno por grupo de fauna, establecido en kg/hora. El ancho de cada caja indica el número de datos incluidos en el cálculo.	26
Figura 1-4: Dedicación de tiempo a las actividades diarias en las comunidades de Bella Vista y Puerto Loro.	27
Figura 1-5: Frecuencia de uso de cada técnica por faena en las comunidades de Bella Vista y Puerto Loro.	28
Figura 1-6: Rendimiento con cada técnica de cacería por unidad de esfuerzo (kg/hora*cazador), diferenciando por comunidades. El ancho de cada caja indica el número de datos incluidos en el análisis.	29
Figura 1-7: Especificidad de las técnicas de cacería para la captura de presas según su tamaño, diferenciando por comunidades.	30
Figura 1-8: Regresión lineal entre CPUE y tasa de encuentro (e) en la comunidad de Bella Vista. A. Residuos regresión lineal entre CPUE y tasa de encuentro (e), incluyendo todos los datos disponibles. En la parte superior de la gráfica se observan los valores atípicos para los residuos de Cuniculus paca. B. Regresión lineal entre CPUE y tasa de encuentro (e), excluyendo C. paca por generar residuos atípicos al ajustarse al modelo.	33
Figura 1-9: Variación temporal en el uso de fauna en las comunidades de Bella Vista (Azul) y Puerto Loro (gris). En todas las gráficas se presenta la curva de precipitación como referencia de la variación estacional (línea punteada negra). A. Número de presas. B. Biomasa extraída. C. Esfuerzo acumulado. D. Riqueza de especies aprovechadas. .	37
Figura 1-10: Rendimiento promedio mensual (kg/hora) diferenciando por comunidad.	39
Figura 1-11: Modelo de amplitud de dieta para las comunidades de Bella Vista y Puerto Loro. E/T= Tasa de retorno global de forrajeo. E/Hi=Tasa de retorno post-encuentro de cada recurso.	42
Figura 2-1: Área de estudio. Localización de las comunidades de Bella Vista de Abiyú y Puerto Loro de Macucú.	65
Figura 2-2: Modelo básico de dinámica poblacional para cada tipo de presa.	67

Figura 2-3: Modificación del modelo básico de dinámica poblacional para las poblaciones de anfibios y especies ocasionales	69
Figura 2-4: Estructura básica del módulo de decisión de ataque. En azul se ilustra la estructura del modelo de decisión para especies grandes. En verde, se muestra la estructura del modelo de decisión para especies pequeñas.	71
Figura 2-5: Estructura básica de cosecha.	74
Figura 2-6: Comportamiento de las poblaciones de algunas especies de fauna aprovechadas según los criterios de forrajeo óptimo en las comunidades de Bella Vista y Puerto Loro.	81
Figura 2-7: Balance nutricional en las dos comunidades, evaluado como el aporte respecto a los requerimientos mínimos de energía (Kcal) y macronutrientes (Proteína).	82
Figura 2-8: Resumen del análisis de seguimiento causal de los niveles de cosecha de un grupo de fauna (RtlC).....	83
Figura 2-9: Comportamiento de las poblaciones de cuatro grupos de fauna aprovechadas bajo un escenario de disminución de especies de consumo en las comunidades de Bella Vista y Puerto Loro.....	85
Figura 2-10: Comportamiento de las poblaciones de seis grupos de fauna aprovechadas bajo un escenario de concentración de cosecha en especies grandes, para las comunidades de Bella Vista y Puerto Loro	87
Figura 2-11: Comportamiento de las poblaciones de seis grupos de fauna cosechadas bajo un escenario crecimiento de poblaciones humanas y su consecuente incremento del esfuerzo de cacería, para las comunidades de Bella Vista y Puerto Loro	88
Figura 2-12: Comportamiento de las poblaciones de tres grupos de fauna cosechada bajo un escenario de disminución de capacidad de carga, para Bella Vista y Puerto Loro	89
Figura 2-13: Balance de consumo de proteína en las dos comunidades respecto a los requerimientos mínimos, diferenciando por el aporte de cada grupo de alimentos. Simulación bajo el escenario de cosecha ajustada al calendario ecológico.	90
Figura 2-14: Comportamiento de algunas poblaciones de fauna bajo el escenario de aprovechamiento ajustado al calendario ecológico tradicional	91
Figura 2-15: Comportamiento de las poblaciones de algunos grupos de fauna bajo un escenario de intervención por minería	94
Figura 2-16: Comportamiento de las poblaciones de algunos grupos de fauna bajo un escenario de pérdida de manejos tradicionales y adopción de cuotas (%) constantes de cacería	95

Lista de tablas

	Pág.
Tabla 1-1: Grupos de especies de fauna generados para el análisis.	15
Tabla 1-2: Composición y volúmenes de aprovechamiento de fauna por comunidad, diferenciando por los grupos de especies generados para el análisis.	22
Tabla 1-3: Estimativos de densidad para diez especies de fauna presentes en los territorios de las comunidades de Bella Vista y Puerto Loro (Zona del río Tiquié)	31
Tabla 1-4: Tasa encuentro (e) por especie.	32
Tabla 1-5: Especies de fauna preferidas por las comunidades de Bella Vista y Puerto Loro de acuerdo con la jerarquización cultural	34
Tabla 1-6 : Contenido energético de las especies consumidas, diferenciando por los grupos de fauna establecidos para el análisis	36
Tabla 1-7: Dieta y categorización de los tipos de presa en las comunidades de Bella Vista y Puerto Loro.	41
Tabla 2-1: Grupos de especies incluidos en el módulo de poblaciones de fauna.....	68
Tabla 2-2: Escenarios de simulación para la identificación de los factores bióticos y socioculturales que determinan la sostenibilidad de la cacería de subsistencia en dos comunidades indígenas del sector guayanés de la Amazonia colombiana.	78
Tabla 2-3: Escenarios de simulación para evaluar la vulnerabilidad del sistema de cacería de acuerdo con los factores que determinan su resiliencia en dos comunidades indígenas del sector guayanés de la Amazonia colombiana.	78

Introducción General

La cacería es una actividad fundamental para la subsistencia de algunas comunidades humanas, pues en conjunto con la pesca pueden constituirse en las principales fuentes de proteína para el hombre (Fa et al. 2002, Brashares et al. 2011, Golden et al. 2011). De hecho, para las comunidades rurales de Latinoamérica se calcula que la cacería puede representar cerca del 80% del aporte proteico (Matallana et al. 2012), con casos como Bolivia donde la cacería corresponde a la principal fuente de proteína para las comunidades indígenas (Towsend & Rumiz 2004). En la Amazonia colombiana se estima que el consumo por parte de comunidades indígenas es de 78,7 g/día de carne de monte por persona (Vargas-Tovar 2012); mientras en la Amazonia oriental sobre el escudo Guayanés, el consumo de carne de monte es de 45,7 g/día, que constituyen el 26% del aporte proteico y representan el 9% de la ingesta total diaria (Osorno Muñoz et al. 2014).

En regiones donde la población humana depende exclusivamente de la explotación de los recursos locales, la cacería excesiva puede convertirse en una amenaza para la estabilidad de las poblaciones de la fauna de consumo, al generar una disminución y extinción de poblaciones de aves y mamíferos a escalas locales y globales (Peres 1997, Benítez-López et al. 2017). Tales efectos traen como consecuencia la pérdida de algunas fuentes de proteína para las comunidades humanas, lo que pone en riesgo su seguridad alimentaria (Robinson & Redford 1997, Matallana et al. 2012); además de impactar la dinámica de los bosques por pérdida de especies clave como dispersores de semillas e incluso carnívoros (Peres & Palacios 2007, Peres et al. 2016, Camargo-Sanabria & Mendoza 2018).

El Convenio sobre la Diversidad Biológica (Naciones Unidas 1992) reconoce la estrecha dependencia del uso de los recursos biológicos por parte de muchas comunidades locales y poblaciones indígenas que tienen sistemas de vida tradicionales, y define la sostenibilidad del uso como la utilización de componentes de la diversidad biológica de un modo y a un ritmo que no ocasione la disminución a largo plazo de la diversidad biológica,

con lo cual se mantienen las posibilidades de ésta de satisfacer las necesidades y aspiraciones de las generaciones actuales y futuras.

Dada la dependencia de las comunidades locales por el uso de los recursos biológicos se han realizado evaluaciones de sostenibilidad de la cacería en numerosas localidades, las cuales han encontrado que existen diversos factores que afectan la sostenibilidad del aprovechamiento de la fauna silvestre. Algunos de estos factores corresponden a la disponibilidad y abundancia de las poblaciones de las especies presa, la presión ejercida por las comunidades humanas, la diversidad de especies utilizadas, el estado de conservación de las localidades evaluadas, la productividad de los ecosistemas que albergan la fauna de consumo, el tamaño de las poblaciones humanas y su crecimiento poblacional, su localización, las restricciones y tabús culturales, la estacionalidad del uso de los recursos y las tecnologías de cacería utilizadas en la zona, entre otras (Wilkie et al. 1998, Novaro et al. 2000, Bennett 2002, Osorno Muñoz et al. 2014).

A pesar de la gran variedad de factores que han sido mencionados como responsables de la sostenibilidad del aprovechamiento de fauna, las evaluaciones de sostenibilidad de cacería se limitan a análisis basados en datos de presión de caza y disponibilidad y producción de las poblaciones de especies presa, y su cálculo se realiza individualmente para cada especie cazada (Robinson & Redford 1991, Milner-Gulland & Akçakaya 2001, Sutherland 2001, Bodmer 2003, Weinbaum et al. 2013). Muchas veces es imposible evaluar la sostenibilidad de la cacería de todas las especies presa o incluir en la evaluación aspectos del manejo (técnico y socio-cultural) que las comunidades humanas hacen de la actividad de caza.

Recientemente se ha resaltado la necesidad de realizar evaluaciones más integrales del uso de estos recursos, pues la sostenibilidad de la cacería recae en la interacción y el balance entre los sistemas ecológicos y sociales (Ostrom 2007, Iwamura et al. 2014, 2016). No obstante, hasta el momento son pocos los intentos de evaluaciones holísticas del sistema de caza de subsistencia (Winterhalder & Lu 1997, Rowcliffe et al. 2003, Sirén et al. 2004, Ling & Milner-Gulland 2008, Levi et al. 2009, Lu 2010, Levi et al. 2011, Iwamura et al. 2014, Martínez Salas 2014, De la Montaña et al. 2015, Iwamura et al. 2016).

En el sur oriente del Vaupés, sobre el escudo Guayanés, dos comunidades indígenas vienen trabajando activamente en la evaluación del estado de su fauna de consumo y la

actividad de cacería en sus territorios. Desde 2010 realizan un monitoreo de la caza, motivado principalmente por la preocupación ante el estado de las poblaciones locales de fauna de consumo y la importancia de éstas para su subsistencia. En este marco, las comunidades de Bella Vista y Puerto Loro ubicadas en la cuenca del río Tiquié (Vaupés) desarrollaron entre 2013 y 2014 el proyecto “Diagnóstico, evaluación y manejo comunitario de la fauna silvestre en la zona del río Tiquié, departamento del Vaupés, Amazonia colombiana”, dentro del convenio 586 entre el Instituto Sinchi, Colciencias y la Gobernación del Vaupés.

Dentro de esta evaluación, realizamos el seguimiento de todos los eventos de cacería durante un año con la participación de 43 familias que acumularon 3415 registros de cacería provenientes de 1094 faenas (Osorno Muñoz et al. 2014). Adicionalmente, evaluamos la oferta de las poblaciones silvestres y exploramos la sostenibilidad de la cacería de aquellas especies de fauna para las cuales se contaba con los datos necesarios de oferta y demanda. De acuerdo con los resultados, ocho de las diez especies evaluadas son aprovechadas de manera sostenible pero se desconoce la sostenibilidad del aprovechamiento de alrededor de otras 50 especies. No obstante, de acuerdo con la percepción de las comunidades y al uso histórico de estos recursos se infiere que en la zona del Tiquié a nivel global el sistema de cacería y recolección de fauna es sostenible.

La zona del río Tiquié, como todos los ecosistemas de aguas negras, presenta niveles extremadamente bajos de nutrientes que conducen a una baja productividad de biomasa terrestre y acuática, por lo cual las comunidades indígenas han desarrollado respuestas bastante elaboradas para lograr el uso sostenible de los recursos biológicos de sus territorios (Morán 1997). Trabajos antropológicos y de ecología humana han postulado que en estas zonas de aguas negras las comunidades indígenas presentan una conducta adaptativa que evita sobrepasar la capacidad de carga de sus territorios, la cual se define en términos de conservación de recursos proteicos, recurriendo a regulaciones socio-culturales del uso de recursos. Normas tradicionales de manejo como la fuerte organización social que dispersa la población en comunidades pequeñas, la lenta tasa de incremento de las poblaciones humanas, el control territorial de las comunidades, la alimentación comunal, las restricciones alimenticias, sexuales y de caza y pesca en las casas de los animales o sitios sagrados, al igual que las nociones de enfermedad, buscan

regular el crecimiento demográfico y controlar los recursos naturales (Morán 1997, Reichel-Dolmatoff 1997, Stearman 2000, Cayón 2001).

Pese al reporte de estos factores como reguladores del aprovechamiento de fauna, en los análisis de sostenibilidad del sistema de cacería no se han incluido estos factores socioculturales y menos aún han sido evaluados de manera conjunta con factores bióticos, por lo cual se ignora el peso y la influencia de cada uno de los factores en la sostenibilidad del aprovechamiento de fauna. Para evaluar el sistema de cacería de forma integral es útil realizar una aproximación desde la teoría de sistemas complejos, partiendo de los datos de aprovechamiento y disponibilidad de fauna en las comunidades (Osorno Muñoz et al. 2014) y de los factores sociales y culturales que las caracterizan.

Por lo tanto, este estudio busca avanzar en el entendimiento de la sostenibilidad de la cacería al evaluar integralmente por medio de un modelo de simulación, el sistema de cacería y establecer cuáles son los factores bióticos y socioculturales, así como las interacciones entre estos, que determinan la sostenibilidad y vulnerabilidad del sistema de cacería en dos comunidades indígenas amazónicas localizadas sobre el escudo Guayanés (sur del Vaupés).

Para abordar este objetivo se plantearon dos preguntas de investigación: 1) ¿Cuáles son los factores bióticos y socioculturales que determinan la sostenibilidad de la cacería de subsistencia en dos comunidades indígenas del sector guayanés de la Amazonia colombiana y cuáles las interrelaciones existentes entre estos factores que conducen a la sostenibilidad del sistema? Y 2) ¿Cómo se afecta la sostenibilidad del sistema de cacería por intervenciones y cuáles son los factores que determinan la resiliencia del sistema de cacería de subsistencia?

El documento está dividido en dos capítulos independientes, con formato de artículo, donde se desarrollan las preguntas de investigación. El primer capítulo presenta un panorama general de la cacería de subsistencia y la estrategia de forrajeo en las dos comunidades de estudio, con un resumen de los resultados de composición de especies y volúmenes de aprovechamiento de las comunidades los cuales calculamos dentro del proyecto entre 2013 y 2014; así como un re-análisis de los datos originales para caracterizar el comportamiento de forrajeo de los cazadores, la selectividad de la cacería

y los cambios temporales que se presentan a lo largo del año. El segundo capítulo presenta el desarrollo del modelo de simulación del sistema de subsistencia, basado en los comportamientos y datos presentados en el capítulo 1, con el cual se pretende entender cuáles son los factores bióticos y socioculturales que determinan la sostenibilidad del sistema. Este capítulo también incluye los resultados de las simulaciones donde se evalúa cómo cambios significativos en el estado de conservación de la zona y cambios socioculturales afectan la sostenibilidad del sistema.

Bibliografía

- Bennett, E.L. 2002. Is there a link between wild meat and food security? *Conservation Biology*, 16 (3): 590-592.
- Bodmer, R.E. 2003. Evaluación de la sustentabilidad de la caza en los Neotrópicos: el modelo de cosecha unificado. En: Polanco-Ochoa, R. (Ed.). *Manejo de fauna silvestre en Amazonía y Latinoamérica. Selección de trabajos V Congreso Internacional*. Cites, Fundación Natura. Bogotá. Pp. 252-262
- Brashares, J.S., Golden, C.D., Weinbaum, K.Z., Barrett, C.B. and Okello, G.V. 2011. Economic and geographic drivers of wildlife consumption in rural Africa. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 108:13931-13936
- Camargo-Sanabria, A.A. & E. Mendoza. 2018. Impactos ecológicos de la defaunación de mamíferos herbívoros tropicales. En: Ramírez-Bautista, A. & R. Pineda-López (Eds.). *Ecología y Conservación de Fauna en Ambientes Antropizados*. REFAMA-CONACyT-UAQ., Querétaro, México. Pp. 5-17
- Cayón, L. 2001. En la búsqueda del orden cósmico: sobre el modelo de manejo ecológico tukano oriental del Vaupés. *Revista Colombiana de Antropología*, 37: 234-267.
- Convenio sobre la Diversidad Biológica (CDB). 1993. Convenio sobre la Diversidad Biológica (con anexos). Concluido en Río de Janeiro el 5 de junio de 1992. <https://www.cbd.int/doc/legal/cbd-es.pdf>, recuperado el 10/08/2015
- De la Montaña, E., R. Moreno-Sánchez, J.H. Madonado & D.M. Griffith. 2015. Predicting hunter behavior of indigenous communities in the Ecuadorian Amazon: insights a household production model. *Ecology and society* 20(4): 30. <http://dx.doi.org/10.5751/ES-08032-200430>

- Fa, J.E., C.A. Peres & J. Meeuwig. 2002. Bushmeat exploitation in tropical forests: an international comparison. *Conservation Biology* 16(1): 232-237.
- Golden, C. D., L.C.H. Fernald, J.S. Brashares, B.J.R. Rasolofoniaina & C. Kremen. 2011. Benefits of wildlife consumption to child nutrition in a biodiversity hotspot. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 108(49): 19653–19656.
- Iwamura, T., E.F. Lambin, K.M. Silviu, J.B. Luzar & J.M.V. Fragoso. 2014. Agent-based modeling of hunting and subsistence agriculture on indigenous lands: Understanding interactions between social and ecological systems. *Environmental modelling & software*, 58: 109-127.
- Iwamura, T., E.F. Lambin, K.M. Silviu, J.B. Luzar & J.V.M. Fragoso. 2016. Socio-environmental sustainability of indigenous lands: Simulating coupled human-natural systems in the Amazon. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 14:77–83.
- Levi, T., G.H. Shepard, J. Ohi-Schacherer, C.A. Peres & D.W. Yu. 2009. Modelling the long-term sustainability of indigenous hunting in Manu National Park, Peru: landscape-scale management implications for Amazonia. *Journal of applied ecology*, 46: 804-814.
- Levi, T., G.H. Shepard, J. Ohi-Schacherer, C.C. Wilmers, C.A. Peres & D.W. Yu. 2011. Spatial tools for modeling the sustainability of subsistence hunting in tropical forests. *Ecological applications*, 21(5): 1802-1818.
- Ling, S. & E.J. Milner-Gulland. 2008. When does spatial structure matter in models of wildlife harvesting? *Journal of applied ecology*, 45: 63-71.
- Lu, F. 2010. Patterns of indigenous resilience in the Amazon: A case of study of Huaorani hunting in Ecuador. *Journal of ecological anthropology*, 14 (1): 5-21.
- Martínez, M.P. 2014. Modelamiento integrado de la sostenibilidad de la cacería en el sector oriental del PNN Tuparro (Vichada). Tesis presentada como requisito parcial para optar al título de Magister en Ciencias-Biología. Universidad Nacional de Colombia. Facultad de Ciencias, Departamento de Biología. Bogotá, D.C.
- Matallana, C., C. A. Lasso y M. P. Baptiste (Comp.). 2012. Carne de monte y consumo de fauna silvestre en la Orinoquia y Amazonia (Colombia y Venezuela). *Memorias del Taller Regional Inírida, Guainía (Colombia)* 2012. Instituto de Investigaciones de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt, Universidad Nacional de Colombia, Sede Orinoquia, Instituto de Estudios de la Orinoquia y Corporación para el Desarrollo Sostenible del Norte y el Oriente Amazónico. 72 pgs.
- Milner-Gulland, E.J. & H.R. Akçakaya. 2001. Sustainability indices for exploited populations under uncertainty. *Trends in Ecology and Evolution*, 16(12): 686-692.

- Morán, E.F. 1997. La ecología humana en los pueblos de la amazonia. Fondo de Cultura Económica. Madrid.
- Novaro, A.J., K.H. Redford & R.E. Bodmer. 2000. Effect of hunting in source-sink systems in the neotropics. *Conservation biology*, 14(3): 713-721.
- Osorno, M., N. Atuesta-Dimian, L.F. Jaramillo, S. Sua, A. Barona y N. Roncancio. 2014. La despensa del Tiquié: Diagnóstico y manejo comunitario de la fauna de consumo en la Guayana colombiana. Instituto Amazónico de Investigaciones Científicas "SINCHI". Bogotá, D.C.
- Ostrom, E., 2007. A diagnostic approach for going beyond panaceas. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 104(39): 15181-15187.
- Peres, C.A. 1997. Evaluating the sustainability of subsistence hunting in tropical forests. CSERGE Working Paper GEC 97-22. University of East Anglia, University College London, School of Environmental Sciences University & East Anglia.
- Peres, C.A. & E. Palacios. 2007. Basin Wide Effects of Game Harvest on Vertebrate Population Densities in Amazonian Forests: Implications for Animal Mediated Seed Dispersal. *Biotropica*, 39:304–315.
- Peres, C.A., E. Thaise, J. Schiatti, S.J.M. Desmoulières & T. Levi. 2016. Dispersal limitation induces long-term biomass collapse in overhunted Amazonian forests. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 113:892–897.
- Reichel-Dolmatoff, G. 1997. Chamanes de la selva pluvial: Ensayos sobre los indios Tukano del Noroeste Amazónico. Themis Books, London.
- Robinson, J.G. & K.H. Redford. 1991. Sustainable harvest of Neotropical forest animals. En: Robinson, J.G. & K.H. Redford (Eds.). *Neotropical wildlife use and conservation*. University of Chicago Press. Chicago. Pp. 415 – 429.
- Robinson, J.G. & K.H. Redford. 1997. Cosecha sostenible de mamíferos forestales neotropicales. En: Robinson, J.G., K.H. Redford, J.E. Rabinovich (Eds.). *Uso y conservación de la vida silvestre Neotropical. Sección de obras de ciencia y tecnología*. Fondo de Cultura Económica. México. Pp. 485-501.
- Rowcliffe, J.M., G. Cowlishaw & J. Long. 2003. A model of human hunting impacts in multi-prey communities. *Journal of applied ecology*, 40: 872-889.
- Sirén A.H, P. Hambäck & J. Machoa. 2004. Including Spatial Heterogeneity and Animal Dispersal When Evaluating Hunting: a Model Analysis and an Empirical Assessment in an Amazonian Community. *Conservation Biology*, 18:1315–1329.
- Sutherland, W.J. 2001. Sustainable exploitation: a review of principles and methods. *Wildlife Biology*, 7: 131–140

- Stearman, A.M. 2000. A Pound of Flesh: Social Change and Modernization as Factors in Hunting Sustainability Among Neotropical Indigenous Societies. En: Robinson, J.G. & E.L. Bennett (Eds.). Hunting for sustainability in tropical forests. Columbia University Press. New York. Pp. 233-250.
- Townsend, W.R. & D.I. Rumiz. 2004. Reflexiones sobre la posibilidad de manejo de fauna silvestre en las tierras bajas de Bolivia: Experiencias comunitarias. Revista Boliviana de Ecología y Conservación Ambiental, 16: 61-72.
- Vargas-Tovar, N. 2012. Carne de monte y seguridad alimentaria: consumo, valor nutricional, relaciones sociales y bienestar humano en Colombia. En: Restrepo, S. (Ed.). Carne de monte y seguridad alimentaria: Bases técnicas para una gestión integral en Colombia. Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt. Bogotá. Pp 65-87.
- Weinbaum, K.Z., J.S. Brashares, C.D. Golden & W.M. Getz. 2013. Searching for sustainability: are assessments of wildlife harvests behind the times? Ecology Letters, 16(1): 99–111.
- Wilkie, D.S., Curran, B., Tshombe, R., Morelli, G.A., 1998. Modeling the sustainability of subsistence farming and hunting in the Ituri Forest of Zaire. Conservation Biology, 12 (1): 137-147.
- Winterhalder, B. & F. Lu. 1997. A forager-resource population ecology model and implications for indigenous conservation. Conservation Biology, 11(6): 1354-1364.

1.Estrategia de forrajeo en la cacería de subsistencia de dos comunidades indígenas del sector guayanés de la amazonia colombiana

1.1 Resumen

La cacería de subsistencia es fundamental para muchas sociedades indígenas en el Neotrópico y por ello ha sido ampliamente caracterizada. Sin embargo, desde las ciencias biológicas aspectos como las estrategias de forrajeo de los cazadores se han abordado solo de forma tangencial. En el oriente del Vaupés, las comunidades indígenas de Bella Vista y Puerto Loro, participaron de un proyecto para evaluar el estado de su fauna de consumo, recolectaron información de cacería durante un año y de la abundancia de las poblaciones aprovechadas. Con estos datos se caracterizó la cacería, centrándose más en las presas que en los cazadores. En contraste, este estudio presenta un re-análisis de estos datos, enfocándose esta vez más en los cazadores, bajo la óptica del forrajeo óptimo, para establecer las reglas de selección de las presas, teniendo en cuenta las restricciones del área como la estacionalidad en la oferta de la fauna, la disponibilidad de tecnologías de cacería eficientes y la baja productividad de los bosques de aguas negras. Las dos comunidades mostraron diferencias en sus patrones de aprovechamiento, con Bella Vista invirtiendo menor esfuerzo en la cacería, con una limitación más marcada en cuanto a la tecnología de caza y aprovechando una buena proporción de especies de talla pequeña. En Puerto Loro, los cazadores realizaron faenas más largas que a su vez aseguraron presas de mayor tamaño y aporte energético, además de contar con mayor disponibilidad de escopetas que les permiten acceder a este tipo de presas. Aunque la amplitud de dieta de las dos comunidades es prácticamente la misma, se encontraron diferencias en la composición y estructura de las extracciones, así como en la calificación de las presas de acuerdo con el modelo de dieta óptima. Se estableció que los cazadores de Bella Vista

realizan un aprovechamiento según la disponibilidad de presas y sus preferencias de consumo. Por su parte, en Puerto Loro los cazadores aprovechan una mayor proporción de especies de alto valor energético, pero sin centrar sus capturas en estos ítems. Los resultados de este análisis fueron empleados con posterioridad para estructurar un modelo del sistema de cacería de subsistencia.

Palabras clave: Forrajeo óptimo, Río Tiquié, amplitud de dieta, fauna consumo, Bella Vista, Puerto Loro, Vaupés

1.2 Introducción

La cacería ha sido evaluada, caracterizada y documentada en numerosas localidades del Neotrópico y del país, particularmente en áreas con población indígena que depende directamente de esta actividad para su subsistencia (Campos 1987, Vickers 1991, Politis & Rodríguez 1994, Townsend 1996, Politis et al. 1997, Robinson & Redford 1997, De la Hoz 1998, Sarmiento 1998, Sotomayor et al. 1998, Bedoya 1999, Bennett & Robinson 2000, Mena et al. 2000, Zapata-Ríos 2001, Jerozolinski & Peres 2003, Puertas et al. 2003, Rodríguez & van der Hammen 2003, Trespacios-Gonzalez et al. 2003, Townsend 2003, Zapata-Ríos & Jorgenson, 2003, Mendoza et al. 2004, Townsend & Rumiz 2004, García 2005, Guzmán 2005, Vanegas 2006, Usma-Oviedo et al. 2009, Zapata-Ríos et al. 2009, González et al. 2010, Maldonado 2010, Tafur 2010, Cruz 2011, Plata 2012, De la Montaña 2013). En el sur del departamento del Vaupés se realizó una primera aproximación a la sostenibilidad de la cacería en dos comunidades indígenas del sector guayanés de la amazonia colombiana dentro del proyecto “Diagnóstico, evaluación y manejo comunitario de la fauna silvestre en la zona del río Tiquié, departamento del Vaupés, Amazonia colombiana”, enmarcado en el convenio 586 entre el Instituto Sinchi, Colciencias y la Gobernación del Vaupés. En este proyecto, los investigadores del Instituto Sinchi de manera conjunta con las comunidades, recopilamos de forma continua durante un año datos de aprovechamiento de fauna de cacería para su caracterización, establecimos la abundancia poblacional de algunas especies utilizadas, realizamos algunos análisis de sostenibilidad del uso y determinamos las principales problemáticas respecto al recurso (Osorno et al. 2014).

El presente trabajo profundiza en el análisis del sistema de cacería de subsistencia de estas dos comunidades indígenas, partiendo de los datos biológicos recopilados originalmente en el proyecto y realizando nuevos análisis que permiten entender el funcionamiento del sistema. La comprensión del sistema de cacería de subsistencia permitirá plasmar en un modelo de simulación los elementos concretos que lo componen y que regulan el uso de la fauna de consumo.

Este nuevo análisis está enfocado básicamente en el comportamiento de los cazadores, aspecto que no fue abordado previamente. Los datos se analizan a la luz de la teoría de forrajeo óptimo que ofrece una aproximación generalizada al análisis del comportamiento de grupos de cazadores-recolectores (Winterhalder 1981, Cronk 1991, Alvard 1993, Morán 1997, Bettinger et al. 2015).

La teoría de forrajeo óptimo está conformada principalmente por un conjunto de modelos interrelacionados que predicen el rango y proporciones de los ítems que un predador puede consumir (modelo de dieta óptima), dónde debe ir a forrajear y su permanencia en el sitio antes de moverse (modelo de selección de parche). El núcleo de los modelos está compuesto por una función objetivo que es la que se busca maximizar, generalmente, la energía adquirida por el predador; un conjunto de variables u opciones de elección que están bajo el control del predador y las restricciones o limitaciones existentes en el conjunto de opciones disponibles para el predador. Estos componentes se ensamblan en la premisa de que un predador selecciona la opción que maximice la energía adquirida, sujeto a algunas restricciones (Hames & Vickers 1982, Ydenberg et al. 2007).

El modelo de dieta óptima identifica las reglas de ataque de los cazadores para maximizar a largo plazo la energía adquirida. Estas reglas determinan los tipos de presas incluidas en la dieta o amplitud de dieta de los cazadores, pues se parte de que un cazador ignora un tipo de presa si el esfuerzo necesario para encontrar otra es compensado por un mayor rendimiento de la nueva presa. En este sentido, para establecer la amplitud de la dieta es necesario establecer el aporte energético de las presas y la inversión de energía de los cazadores en su búsqueda (tasa de encuentro), captura y manipulación (rendimiento) (Hames & Vickers 1982, Bettinger et al. 2015).

Se ha postulado que un modelo de amplitud de dieta puede ayudar a dar cuenta de la variabilidad en la selectividad de caza entre cazadores en la Amazonia (Hames & Vickers 1982, Alvard 1995). Así, ya que el cazador busca obtener la mayor ganancia energética con la menor inversión, se espera que el comportamiento de los cazadores generalistas (oportunistas) esté direccionado a aprovechar una gran variedad de presas de fácil consecución sin importar su aporte energético sino la baja inversión de energía en su búsqueda y persecución. Por el contrario, los cazadores especialistas se enfocarán en pocas presas con alto aporte energético, para las cuales es necesario invertir un mayor esfuerzo en su búsqueda y persecución (Hames & Vickers 1982, Bettinger et al. 2015).

Como se mencionó, la teoría de forrajeo óptimo incluye en su planteamiento las restricciones que enfrenta el predador sobre el conjunto de opciones que tiene disponibles. Las técnicas de cacería usadas por los cazadores y la variación temporal en el esfuerzo y disponibilidad de presas corresponden a dos limitantes importantes para el forrajeo de las comunidades. El rendimiento obtenido con cada técnica de cacería puede determinar el interés de los cazadores en los diferentes tipos de presas o el esfuerzo invertido para la captura de un animal (Bettinger et al. 2015). De igual forma, las variaciones temporales en el esfuerzo de cacería o en la facilidad de acceso a la fauna de consumo corresponden a determinantes de la composición de la cacería y la contracción o expansión de la amplitud de dieta (Hames & Vickers 1982).

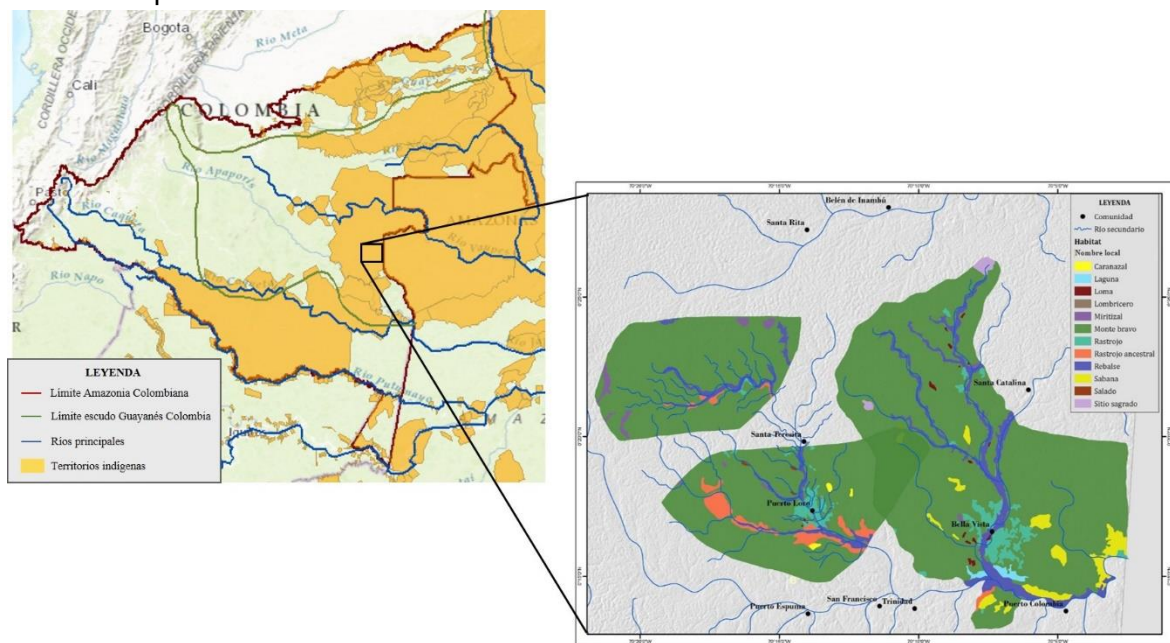
Teniendo en cuenta las anteriores consideraciones, esta capítulo se enfoca en establecer el comportamiento y las estrategias de forrajeo de los cazadores de dos comunidades indígenas del sector guayanés de la amazonia colombiana, evaluando la composición de la cacería, el esfuerzo de los cazadores, las técnicas de cacería utilizadas y su rendimiento, la selectividad del aprovechamiento y los cambios temporales en la cacería; con un abordaje bajo el enfoque de la teoría de forrajeo óptimo.

1.3 Métodos

1.3.1 Área de estudio

La zona de estudio se localiza en la región amazónica colombiana, en los sectores de afloramiento del escudo Guayanés (Figura 1-1), que se presentan en el departamento del Vaupés. De acuerdo con Hernández-Camacho et al. (1992) esta área corresponde a la provincia biogeográfica de la Guayana (Distrito complejo Vaupés) o basado en su fisiografía al sistema Guayanés (Rudas 2009). Geológicamente son superficies muy antiguas, precámbricas y paleozoicas, con suelos pobres en nutrientes y drenajes de aguas negras.

Figura 1-1: Área de estudio. Localización de las comunidades indígenas de Bella Vista de Abiyu y Puerto Loro de Macucú sobre el escudo Guayanés en Colombia. Detalle de coberturas presentes en cada comunidad.



El área hace parte de la megacuenca del río Negro y corresponde a un paisaje fisiográfico de planicies residuales de rocas cristalinas precámbricas, superficies disectadas y planos no inundables, así como altillanuras planas o ligeramente onduladas, con una elevación entre 150 y 300 msnm. La precipitación media anual varía de 3234 a 3667 mm, con un

régimen monomodal de máxima precipitación entre abril y julio, una temperatura promedio de 25,4-26,3°C y una humedad relativa entre el 86 y el 89% (Rudas 2009).

Particularmente, el trabajo se desarrolló en los territorios de dos comunidades indígenas de la familia lingüística Tukano Oriental, principalmente constituidas por las etnias Tuyuca y Bará las cuales comparten gran parte de su cosmovisión (Cabalzar 2002, Epps & Stenzel 2013, Cabalzar 2013). Estas comunidades, Bella Vista de Abiyú y Puerto Loro de Macucú (Figura 1-1), están localizadas muy cerca de la zona de frontera entre Colombia y Brasil, en el sur del departamento del Vaupés; y basan su subsistencia en el cultivo de la chagra, la cacería, la pesca y la recolección de insectos y frutos silvestres (Osorno et al. 2014).

En general, los territorios de las comunidades indígenas están conformados por bosques en muy buen estado de conservación, conocidos localmente como monte bravo, y bosques de varillal, conocidos por las comunidades como sabanas; mientras que los rastrojos se localizan en los alrededores de las comunidades y corresponden a áreas destinadas a cultivo en chagras. Estos rastrojos pueden ser bosques en distinto grado de sucesión vegetal después de que las chagras han sido abandonadas (rastrojo ancestral), o ser chagras recién abiertas y en producción (rastrojo) (Osorno et al. 2014).

La cobertura de bosques se localiza sobre suelos pobres por lo cual alcanzan alturas menores respecto a otras zonas de la Amazonia (20 m en promedio), se caracterizan por ser un bosque de dosel cerrado, presentan árboles con raíces tablares y abundancia de palmas; en las zonas inundables, conocidas como rebalse, se observa una regeneración activa. La cobertura de sabanas o bosques de varillal, se localiza sobre suelos de arenas blancas, con vegetación característica con dosel de aproximadamente 15 m, árboles de diámetros medios de hasta de 30 cm de DAP y sotobosque prácticamente inexistente (Osorno et al. 2014).

1.3.2 Composición de la cacería

Dentro del proyecto “Diagnóstico, evaluación y manejo comunitario de la fauna silvestre en la zona del río Tiquié, departamento del Vaupés, Amazonia colombiana” entre el 1 de mayo de 2013 y el 30 de abril de 2014 las familias de ambas comunidades recolectaron 3427 registros de cacería provenientes de 1101 faenas. En la comunidad de Bella Vista 27

cazadores registraron 555 faenas que corresponden 2121 registros de cacería. Por su parte en la comunidad de Puerto Loro, 16 cazadores registraron 546 faenas de cacería que generaron 1306 registros.

Cada registro de cacería se consignó en formatos elaborados concertadamente con las comunidades que incluyeron información de: nombre del cazador; datos de la faena de cacería con fecha de registro, duración (horas) y éxito; datos de la presa reportada con especie, foto, peso (kg), sexo, estado reproductivo; y datos del arma o técnica utilizada para la cacería.

Los datos fueron analizados para la zona en general, por comunidad y diferenciando por los grupos de especies que constituyen diferentes tipos de ítems alimenticios. Los grupos para el análisis se establecieron de acuerdo con características compartidas entre las especies, tanto en las estrategias de aprovechamiento y tamaño corporal de las presas como en parámetros poblacionales tales como densidades, edad de maduración de la especie y número de crías por evento reproductivo (Tabla 1-1).

Tabla 1-1: Grupos de especies de fauna generados para el análisis.

Grupo	Descripción	Especies incluidas
Gallinetas (G)	Incluye todas las especies registradas de la familia Tinamidae, que no presentan diferencias para los cazadores. Tienen un peso promedio de 750 g.	<i>Crypturellus obsoletus</i> , <i>C. cinereus</i> , <i>C. duidae</i> , <i>C. soui</i> , <i>C. undulatus</i> , <i>Tinamus guttatus</i> y <i>T. major</i>
Pavas y Paujiles (PyP)	Incluye todas las especies registradas de la familia Cracidae, con un peso promedio de 1,4 kg	<i>Mitu tomentosum</i> , <i>Nothocrax urumutum</i> , <i>Ortalis guttata</i> y <i>Penelope jacquacu</i>
Roedores grandes (RG)	Incluye únicamente a la lapa, <i>Cuniculus paca</i> , especie muy apreciada entre los cazadores, con un peso promedio de 6 kg	<i>Cuniculus paca</i>
Roedores pequeños (Rp)	Incluye los roedores de la familia Dasyproctidae, con un peso promedio de 2,8 kg	<i>Dasyprocta fuliginosa</i> y <i>Myoprocta acouchy</i>
Primates grandes (PG)	Incluye dos especies de primates de la familia Atelidae y la especie de mayor tamaño de la familia Cebidae, con un peso promedio de 5 kg	<i>Alouatta seniculus</i> , <i>Lagothrix lagotricha</i> y <i>Sapajus apella</i>
Primates pequeños (Ppq)	Incluye tres especies de primates, con un peso promedio de 1,1 kg	<i>Saguinus inustus</i> , <i>Saimiri sciureus</i> y <i>Callicebus lugens</i>
Danta (Dnt)	Incluye únicamente a la danta, <i>Tapirus terrestris</i> , con un peso utilizable promedio de 109 kg. Sobre la especie existen restricciones culturales de uso.	<i>Tapirus terrestris</i>
Venados (Vnd)	Incluye dos especies de venados del género <i>Mazama</i> , con un peso promedio de 36 kg. Estas especies tienen restricciones culturales de uso.	<i>Mazama americana</i> y <i>M. gouazoubira</i>

Grupo	Descripción	Especies incluidas
Cajuche (Cjch)	Incluye a la especie de Tayassuidae más grande con un peso promedio de 45 kg. Tienen grandes áreas de acción por donde se mueven a lo largo del año en busca de recursos.	<i>Tayassu pecari</i>
Cerrillo (Crll)	Incluye la especie más pequeña de Tayassuidae con un peso promedio de 19,4 kg. Conforman grupos más pequeños y presenta áreas de acción menores al cajuche.	<i>Pecari tajacu</i>
Anfibios permanentes (AnP)	Incluye tres especies de anfibios que pueden encontrarse durante todo el año en las orillas de los caños. Tienen un peso promedio de 150 g.	<i>Leptodactylus pentadactylus</i> , <i>L. riveroi</i> e <i>Hypsiboas wavrini</i>
Anfibios estacionales (AnE)	Incluye tres especies de anfibios del género <i>Osteocephalus</i> que se encuentran en grandes congregaciones durante la entrada de las lluvias. Presentan un peso promedio de 32 g.	<i>Osteocephalus cabrerai</i> , <i>O. taurinus</i> y <i>O. yasuni</i>
Reptiles: Cocodrilianos (RtlC)	Incluye dos especies de cachirres del género <i>Paleosuchus</i> , con un peso promedio de 2,4 kg	<i>Paleosuchus palpebrosus</i> y <i>P. trigonatus</i>
Reptiles: Tortugas (RtlT)	Incluye cuatro especies de tortugas de la familia Chelidae, aprovechadas con anzuelo durante las faenas de pesca, con un peso promedio de 700 g.	<i>Mesoclemmys gibba</i> , <i>M. raniceps</i> , <i>Phrynops geoffroanus</i> y <i>Rhinemys rufipes</i>
Especies ocasionales (Ocs)	Incluye 18 especies aprovechadas ocasionalmente (menos de 20 presas al año), principalmente aves pequeñas, con pesos promedio de 1,2 kg.	Aves: <i>Amazona farinosa</i> , <i>A. ochrocephala</i> , <i>Cairina moschata</i> , <i>Geotrygon montana</i> , <i>Heliornis fulica</i> , <i>Mesembrinibis cayennensis</i> , <i>Neomorphus pucheranii</i> , <i>Odontophorus gujanensis</i> , <i>Pionus menstruus</i> , <i>Psophia crepitans</i> , <i>Pyrrhura melanura</i> , <i>Ramphastos tucanus</i> ; Mamíferos: <i>Choleopus didactylus</i> , <i>Dasypus novemcinctus</i> , <i>Eira barbara</i> , <i>Nasua nasua</i> , <i>Tamandua tetradactyla</i> ; Reptiles: <i>Tupinambis teguixin</i>

1.3.3 Esfuerzo de cacería y tasa de retorno

El esfuerzo de cacería se calculó a partir de los datos de nombre del cazador, hora de salida y hora de regreso de la faena de cacería reportada en los registros. Las variables respuesta usadas para medir el esfuerzo de cacería corresponden a número de cazadores, número de faenas y duración de las faenas de cacería. Los valores se presentan de forma general para cada comunidad, diferenciando por cazador, por faena y mensualmente. En el cálculo de esfuerzo se incluyen las faenas de cacería no exitosas. De forma complementaria para establecer la tasa de retorno se calculó el tiempo invertido para la captura de una presa a nivel de comunidad, por cazador y por faena; así como el número de presas y biomasa por unidad de esfuerzo.

Para describir el esfuerzo y tasa de retorno se trabajó con los valores globales y diferenciando por los grupos de fauna preestablecidos. Todos los valores promedio se presentan acompañados del valor de desviación estándar como medida de dispersión.

Adicionalmente se estableció el porcentaje de tiempo ocupado en la cacería y las demás actividades de subsistencia. Para ello se usó la metodología de los estudios de asignación de tiempo con el muestreo aleatorio instantáneo (Moran 1997, Bernard 2013). Se visitaron en varias oportunidades y durante diferentes horas del día, los hogares de 30 familias en las dos comunidades (19 en Bella Vista y 11 en Puerto Loro), entre los meses de mayo y noviembre de 2013, para observar e indagar por las actividades que estaban realizando en el momento de la visita cada integrante del grupo familiar. Las actividades se tabularon diferenciando las siguientes categorías: chagra, pesca, cacería, recolección de frutos, recolección de insectos, recolección de leña, procesamiento de alimentos, descanso, actividades relacionadas con aspectos rituales, fiestas, trabajo comunitario y viajes.

1.3.4 Técnicas de cacería y rendimiento

Para indagar sobre las técnicas de cacería empleadas en la zona de estudio se realizaron talleres donde se establecieron de manera concertada con las comunidades las siguientes categorías para las técnicas usadas: anzuelo, arco y flecha, escopeta, hacha, machete, malla de pesca, mano o captura manual, palo, perro, sagaya (herramienta similar a un tridente), trampa, trampa de rana y trampa de pesca. Estas categorías fueron utilizadas para tabular los datos de cada faena de cacería. Se estableció la frecuencia de uso de las técnicas por faena y se calculó el rendimiento como peso capturado con cada técnica por unidad de esfuerzo.

Se buscó indagar sobre la especificidad de las técnicas de cacería para los diferentes grupos de fauna, para lo cual se usaron pruebas de Kruskal-Wallis para comparar el peso de las presas capturadas con cada técnica y se realizaron comparaciones *a posteriori* para determinar las técnicas asociadas al aprovechamiento de los diferentes tipos de presas.

1.3.5 Selectividad de la cacería

Para analizar la selectividad de la cacería es necesario conocer la abundancia de las presas potenciales y su tasa de encuentro. Las densidades de las poblaciones presa se obtuvieron para diez especies de fauna, que representan siete de los grupos de fauna analizados, usando el muestreo por distancias con transectos lineales (Distance) (Buckland et al. 2001), mientras que para otros tres grupos (Roedores grandes, Danta y Cerrillo) se usaron los estimativos que obtuvimos con el método de encuentro al azar o REM (Random Encounter Mode) (Rowcliffe et al. 2008) en el proyecto “Diagnóstico, evaluación y manejo comunitario de la fauna silvestre en la zona del río Tiquié, departamento del Vaupés, Amazonia colombiana” (Osorno et al. 2014).

Para las estimaciones poblacionales con el método de muestreo por distancias se establecieron 15 transectos lineales, localizados con un diseño radial respecto a las comunidades y con una distancia media de 3793 m (de 3026 a 4100 m). Estos transectos se recorrieron en varias oportunidades, entre el 10 de septiembre de 2013 y el 9 de julio de 2014, acumulando un esfuerzo de 951,8 Km. Cada transecto fue recorrido por dos observadores de la comunidad quienes tomaron datos de registros directos (detección visual), fecha y hora de observación, nombre del transecto, especie observada (nombre en lengua y en español), número de individuos por grupo detectado y distancia perpendicular al transecto para cada grupo detectado.

Los datos fueron analizados con el programa DISTANCE 6.2 Release 1 (Thomas et al. 2010), con definición de intervalos de análisis y truncación derecha. De acuerdo con la metodología propuesta por Buckland et al. (2001) el modelo para la función de detección se seleccionó usando el valor de AIC (Akaike's Information Criterion). De forma complementaria se examinó la prueba de bondad de ajuste (Chi-cuadrado χ^2) de los datos a la curva con una significancia del 95% (Thomas et al. 2010).

Para establecer la tasa de encuentro de las especies de fauna (e) se usó la propuesta de Levi et al. (2009 y 2011), en la cual e se calcula empleando la ecuación de Buckland et al. (1993) para establecer la densidad con Distance. En la ecuación se despeja el valor de E , que corresponde a la tasa de encuentro medida, y se genera una nueva constante e que

convierte la densidad a tasa de encuentro con una expresión simplificada (ver Ecuación (1.1)).

$$N = \frac{E}{2ESW} CSz \Leftrightarrow E = \frac{N \times 2ESW}{CSz} = eN \quad (1.1)$$

donde N es la densidad (Ind/km²), E es la tasa de encuentro calculada, ESW es el ancho de banda efectivo a un lado de la línea central del transecto y CSz es el tamaño promedio de los grupos detectados. Los parámetros N , ESW y CSz provienen de las estimaciones con Distance (Levi et al. 2009, Levi et al. 2011). Para calcular la tasa de encuentro a partir de las estimaciones con el método REM se usó el mismo principio, pero partiendo de la ecuación propuesta por Rowcliffe et al. (2008) para el cálculo de densidad (ver Ecuación (1.2)).

$$D = \frac{y}{t} \times \frac{\pi}{vr * (2 + \theta)} \times CSz \Leftrightarrow \frac{y}{tv} = D \times \frac{r * (2 + \theta)}{\pi * CSz} = eD \quad (1.2)$$

donde D es la densidad (Ind/km²), y es el número de registros o contactos de la especie con la cámara, t es el tiempo de muestreo (cámara activa), v es la velocidad de aproximación a la cámara de cada taxón, CSz es el tamaño promedio de los grupos detectados, r y θ son el radio y ángulo de detección de la cámara (área efectiva de encuentro). Los valores de radio y ángulo de detección de la cámara corresponden a los parámetros del modelo de las cámaras de rastreo utilizadas en el muestreo ($r = 19$ m y $\theta = 0,7854$ radianes) y las velocidades provienen de una revisión de literatura sobre rasgos de historia de vida de las especies (Yara 2014, Osorno et al. 2014).

Para establecer si las comunidades realizan una cacería selectiva o si por el contrario la caza es aleatoria y se aprovecha de acuerdo con la posibilidad de encuentro, se realizó una regresión lineal entre la tasa de encuentro e y CPUE para cada comunidad, para buscar una relación funcional entre la disponibilidad y la captura.

Para explorar las especies preferidas culturalmente en la cacería se solicitó a las comunidades, por grupos de edades, hacer un listado de las especies que consideran importantes. Estos listados fueron analizados empleando la metodología de listas libres, donde se establece la importancia de los ítems mencionados de acuerdo con la frecuencia y el orden de mención para establecer su prominencia (Bernard 2013). El análisis se realizó

con el programa Anthropac 1.0.1.36 para análisis de dominios culturales: listas libres (Borgatti 1992, Analytic Technologies Inc. 2003).

De igual forma se estableció la importancia de los grupos de fauna analizados a partir de su aporte energético, basado en las kilocalorías (Kcal) reportadas en la literatura para cada tipo de presa, el esfuerzo empleado en su consecución y su aporte energético por unidad de esfuerzo. El valor energético invertido en la búsqueda y captura de la presa se asumió como 4 Kcal/minuto de acuerdo con los valores usados por Winterhalder & Lu (1997) en su modelamiento del forrajeo por parte de comunidades indígenas. El balance entre energía invertida y ganada con la captura se estableció en Kcal/hora.

Para establecer si la importancia cultural o el aporte energético de las presas determinan el aprovechamiento se realizaron regresiones múltiples entre la captura por unidad de esfuerzo (CPUE) como variable dependiente y la tasa de encuentro (e), la importancia cultural (prominencia) y el aporte energético como variables independientes.

1.3.6 Cambios temporales en el aprovechamiento

Para visualizar los cambios temporales en el aprovechamiento se graficó el esfuerzo mensual acumulado por comunidad, la riqueza de especies aprovechadas mensualmente, así como el número de presas y la biomasa extraída respecto a la precipitación (mm) mensual.

Para establecer si existen diferencias temporales en el aprovechamiento de fauna según el esfuerzo invertido en cada comunidad se realizaron pruebas de Kruskal-Wallis comparando el rendimiento promedio (biomasa/tiempo) a lo largo del año.

Para realizar todos los análisis estadísticos se usó el programa RWizard (Guisande et al. 2014), salvo para los casos que expresamente se menciona otro software en la descripción de los métodos de análisis.

1.3.7 Modelo de amplitud de dieta

Para examinar la estrategia de forrajeo de cada comunidad se recurrió al modelo de amplitud de dieta. Para usar este modelo es necesario conocer los costos de búsqueda del recurso aprovechado y los costos de manejo o el tiempo invertido en la captura y procesamiento del recurso. Estos parámetros se calcularon a partir de los lapsos reportados en los registros entre hora de salida y hora en que se mata para tiempo de búsqueda; mientras el tiempo de manejo se calculó como el tiempo transcurrido entre la hora en que se mata y la hora de regreso de la faena.

A partir del costo de manejo (horas/kg), la biomasa capturada (kg) y la energía (kcal/kg) aportada por cada tipo de presa se calculó la tasa de retorno post-encuentro (kcal/hora) para cada recurso, la cual equivale a la energía aportada por el recurso evaluado dividido por el costo de manejo. Con estos valores se estableció una clasificación o ranking de los tipos de presa de acuerdo con su tasa de retorno. Posteriormente se calculó la tasa de retorno global de forrajeo en kcal/hora, que combina los costos de búsqueda y manejo (total de kcal adquiridas durante el forrajeo/el tiempo total de forrajeo). Para establecer cuales recursos deberían formar parte de una dieta óptima, se partió de que los recursos se adicionan a la dieta hasta el momento en que la tasa de retorno global de forrajeo iguala o supera la tasa de retorno post-encuentro y su costo de manejo (Kelly 2013, Bettinger et al. 2015).

1.4 Resultados

1.4.1 Composición de la cacería

En general en la zona de estudio se aprovecharon 56 especies de fauna de cacería de 31 familias y 20 órdenes. Las aves y los mamíferos corresponden a las clases con mayor número de especies aprovechadas con 23 y 20 especies, respectivamente. En las dos comunidades se extrajeron en total 3183 presas que equivalen a un volumen aprovechado de 2884,4 kg. El mayor aporte en volumen (kg) corresponde a los mamíferos con 2407,6 kg, seguido de las aves con 188,2 kg, los reptiles con 144,9 kg y finalmente los anfibios con 143,7 kg. En cuanto a número de presas, los anfibios son la clase más aprovechada

con 2551 individuos, seguidos de los mamíferos con 304, las aves con 217 y por último los reptiles con 111 presas.

Diferenciando por grupo de especies, los mayores aportes en peso corresponden a la danta, los roedores grandes, roedores pequeños y venados; mientras que en número de presas las extracciones más altas corresponden a los anfibios estacionales, anfibios permanentes, roedores grandes, roedores pequeños y gallinetas (Tabla 1-2).

En la comunidad de Bella Vista se aprovecharon 2043 presas de 48 especies que acumularon 1325,2 kg en biomasa. La composición de la dieta está dominada por las aves con 18 especies, seguidas de los mamíferos con 17, los reptiles con siete y los anfibios con seis especies. Los mamíferos corresponden a la clase con mayor aporte en peso con 1121,5 kg mientras que el mayor número de presas capturadas corresponden a los anfibios con 1743 individuos. Los grupos de fauna que realizan mayor aporte en biomasa corresponden a los roedores grandes, danta, venado y roedores pequeños, en tanto los grupos con mayor aprovechamiento en número de presas son los anfibios estacionales y permanentes (Tabla 1-2).

Tabla 1-2: Composición y volúmenes de aprovechamiento de fauna por comunidad, diferenciando por los grupos de especies generados para el análisis.

	Bellavista			Puerto Loro			Total		
Grupo de especies	No. presas	Volumen (kg)	Peso prom. presa (kg)	No. presas	Volumen (kg)	Peso prom. presa (kg)	No. presas	Volumen (kg)	Peso prom. presa (kg)
G Gallinetas	30	19,35	0,65	64	50,60	0,79	94	69,95	0,74
PyP Pavas y Paujiles	14	18,23	1,30	41	56,45	1,38	55	74,68	1,36
RG Roedores grandes	47	284,07	6,04	61	388,88	6,38	108	672,95	6,23
Rp Roedores pequeños	68	200,52	2,95	28	68,47	2,45	96	268,99	2,80
PG Primates grandes	5	29,00	5,80	7	31,50	4,50	12	60,50	5,04
Ppq Primates pequeños	25	29,88	1,20	27	28,20	1,04	52	58,08	1,12
Dnt Danta	2	250,00	125,00	5	513,00	102,60	7	763,00	109,00
Vnd Venado	6	215,00	35,83	1	39,20	39,20	7	254,20	36,31
Cjch Cajuche				3	135,00	45,00	3	135,00	45,00
Crl Cerrillo	4	89,50	22,38	3	46,42	15,47	7	135,92	19,42
AnP Anfibios Permanentes	429	57,92	0,14	151	23,55	0,16	580	81,47	0,14

	Bellavista			Puerto Loro			Total		
Grupo de especies	No. presas	Volumen (kg)	Peso prom. presa (kg)	No. presas	Volumen (kg)	Peso prom. presa (kg)	No. presas	Volumen (kg)	Peso prom. presa (kg)
AnE Anfibios Estacionales	1314	36,82	0,03	657	25,40	0,04	1971	62,22	0,03
RtIC Reptiles: Cocodrilianos	9	20,50	2,28	28	70,17	2,51	37	90,67	2,45
RtIT Reptiles: Tortugas	42	29,13	0,69	29	23,00	0,79	71	52,13	0,73
Ocs Ocasiones	48	45,27	0,94	35	59,40	1,70	83	104,67	1,26
Total general	2043	1325,17	0,65	1140	1559,23	1,37	3183	2884,41	0,91

En la comunidad de Puerto Loro se aprovecharon 1140 presas de 42 especies, para una biomasa total extraída de 1559,2 kg. Al igual que en Bella Vista la dieta en Puerto Loro está compuesta principalmente por aves (18 especies), seguidas de los mamíferos (16 especies) y por último los reptiles y anfibios con cuatro especies cada clase. Los aportes en peso están encabezados por los mamíferos con 1286,2 kg, en tanto los anfibios aportan la mayor cantidad de presas aprovechadas con 808 individuos. Los grupos de fauna con mayor aprovechamiento en biomasa corresponden a danta, roedores grandes y cajucho; mientras los anfibios estacionales y permanentes, las gallinetas y los roedores grandes aportan el mayor número de presas (Tabla 1-2).

1.4.2 Esfuerzo de cacería y tasa de retorno

En el estudio participaron un total de 43 cazadores, 27 en la comunidad de Bella Vista y 16 en la Comunidad de Puerto Loro. En promedio para la zona mensualmente se mantuvieron activos 28 cazadores ($\pm 4,9$), con 16 cazadores/mes ($\pm 3,0$) en la comunidad de Bella Vista y 12 cazadores/mes ($\pm 2,26$) en la comunidad de Puerto Loro.

Durante el monitoreo se realizaron 1101 faenas de cacería, 555 faenas en la comunidad de Bella Vista y 546 en la comunidad de Puerto Loro. Cada cazador realizó un promedio de 3,2 ($\pm 1,4$) faenas al mes con una duración de 3,3 ($\pm 2,3$) horas. En Puerto Loro se realizaron mensualmente un mayor número de faenas por cazador con 3,88 ($\pm 1,5$) pero con una menor duración ($3,0 \pm 1,7$) frente a Bella Vista donde cada cazador realizó 2,73 ($\pm 1,1$) faenas al mes con una duración promedio de $3,42 \pm 2,6$ horas.

Entre las dos comunidades se observan diferencias en el éxito de cada cazador en las faenas de cacería que realizó, siendo los cazadores de Bella Vista más exitosos con un 82,15% ($\pm 25,8$) de faenas que concluyeron con la captura de al menos una presa, mientras en Puerto Loro solo el 74,9% ($\pm 17,3$) de las faenas/cazador culminaron con éxito. En Puerto Loro pese a una menor efectividad en la cacería la dispersión de los datos es menor indicando una tasa de éxito más constante que en la comunidad de Bella Vista.

Por cada presa capturada fueron necesarias 1,46 ($\pm 2,96$) horas, con un mayor esfuerzo invertido en la comunidad de Puerto Loro donde para capturar una presa se invirtieron 1,76 ($\pm 3,14$) horas, mientras en Bella Vista se invirtieron 1,28 ($\pm 2,83$) horas. Por cazador, el tiempo promedio invertido por presa en el área de estudio fue de 3,9 ($\pm 3,7$) horas, con una inversión más alta en Bella Vista donde cada cazador necesitó de 3,97 ($\pm 4,31$) horas para capturar una presa, mientras en Puerto Loro un cazador invirtió en promedio 3,77 ($\pm 2,4$) horas para capturar una presa.

En cada faena un cazador capturó una media de 2,71 presas ($\pm 2,8$), con mayor retorno en la comunidad de Bella Vista (3,02 \pm 3,3 presas/faena) respecto a la comunidad de Puerto Loro (2,24 \pm 2,0 presas/faena). Sin embargo, la biomasa media que cada cazador capturó por faena fue mayor en Puerto Loro (3,15 \pm 2,2 kg/faena) frente a Bella Vista (2,36 \pm 3,5 kg/faena).

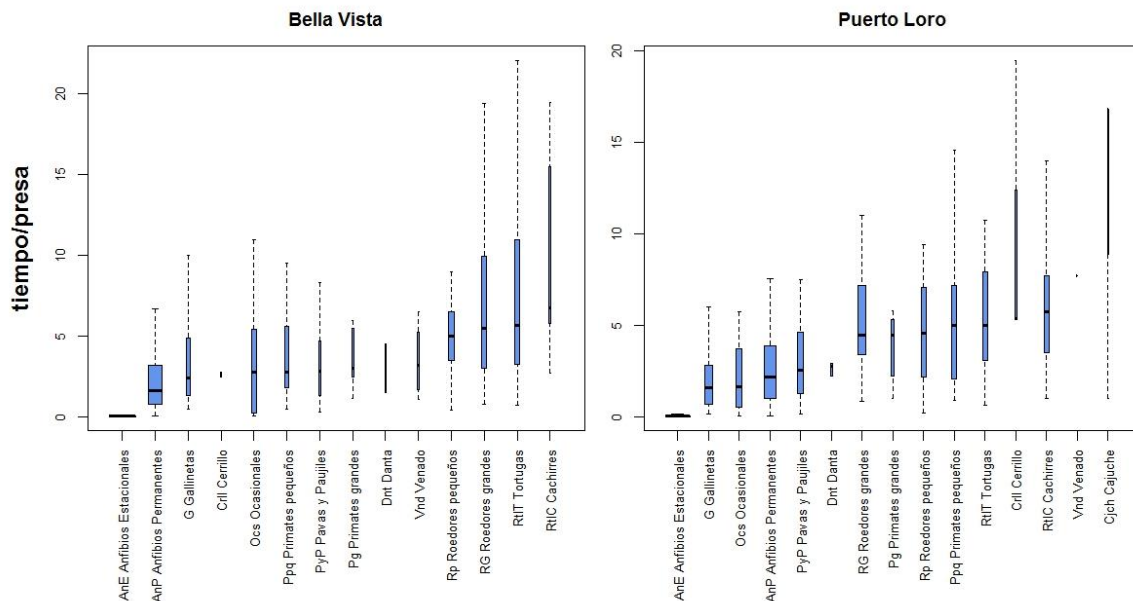
Diferenciando por los grupos de fauna preestablecidos para el análisis, para la zona los mayores esfuerzos fueron invertidos en la cacería de cajúche (11,53 \pm 7,45 horas/presa), Reptiles: tortugas (7,14 \pm 5,69 horas/presa), Reptiles: cocodrilianos (6,90 \pm 4,11 horas/presa) y roedores grandes (6,33 \pm 4,31 horas/presa); mientras que las presas con menor esfuerzo invertido corresponden a los anfibios estacionales y permanentes con 0,083 \pm 0,26 y 2,68 \pm 2,85 horas/presa, respectivamente.

En Bella Vista los mayores esfuerzos fueron invertidos en la cacería de Reptiles: cocodrilianos (9,69 \pm 5,77 horas/presa), seguidos de Reptiles: tortugas (7,88 \pm 6,36 horas/presa), roedores grandes (7 \pm 4,85 horas/presa) y roedores pequeños (4,98 \pm 2,71 horas/presa); en tanto los menores esfuerzos se invirtieron en los anfibios estacionales

($0,082 \pm 0,23$ horas presa) y los anfibios permanentes ($5,58 \pm 2,87$ horas presa) (Figura 1-2).

Por su parte en Puerto Loro los grupos de fauna en los cuales se invirtió un mayor esfuerzo corresponden a cajucho ($11,53 \pm 7,45$ horas/presa), cerrillo ($10,07 \pm 6,67$ horas/presa), venados ($7,75$ horas/presa) y Reptiles: tortugas ($6,11 \pm 4,36$ horas/presa); y los menores esfuerzos corresponden a los anfibios estacionales ($0,087 \pm 0,32$ horas presa) y las gallinetas ($2,46 \pm 3,17$ horas presa) (Figura 1-2).

Figura 1-2: Esfuerzo de cacería por grupo de fauna, establecido en horas/presa. El ancho de cada caja indica el número de datos incluidos en el cálculo.

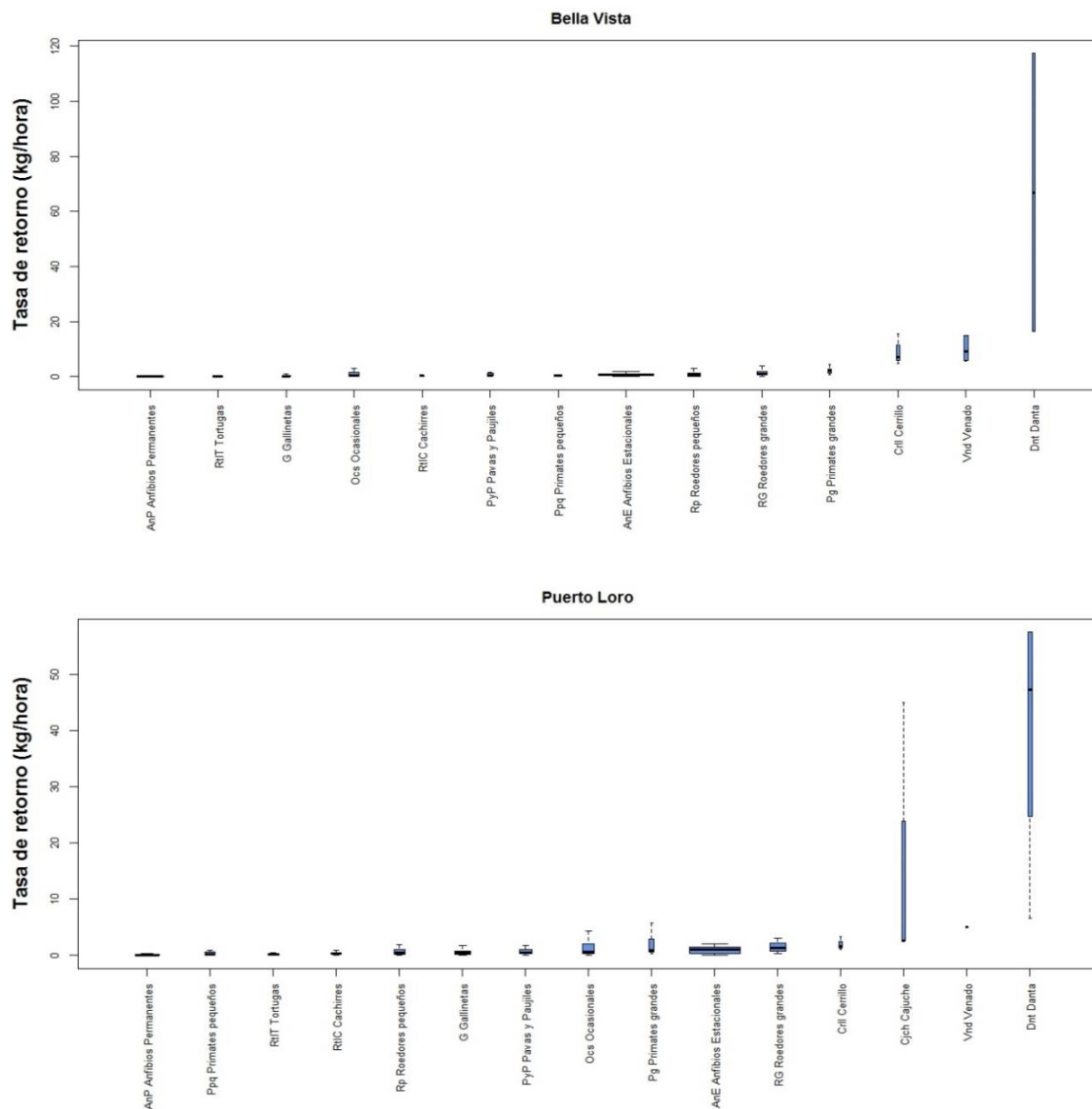


Para el área en general los grupos de fauna con mayores valores de retorno por unidad de esfuerzo corresponden a la danta con $55,67 \pm 42,97$ kg/hora, seguida de los cajuches con $16,79 \pm 19,95$ kg/hora y los venados con una tasa de retorno de $14,38 \pm 15,22$ kg/hora. Los menores valores de retorno corresponden a los anfibios permanentes con $0,15 \pm 0,34$ kg/hora, seguidos de los Reptiles: tortugas con $0,20 \pm 0,25$ kg/hora y los primates pequeños con $0,46 \pm 0,45$ kg/hora.

A nivel de comunidad, para Bella Vista, la danta ($66,89 \pm 50,44$ kg/hora), los venados ($15,93 \pm 15,91$ kg/hora) y el cerrillo ($8,71 \pm 4,11$ kg/hora) presentan las mayores tasas de

retorno; mientras que en Puerto Loro son la danta (51,18 \pm 38,69 kg/hora), el cajuiche (16,79 \pm 19,95 kg/hora) y los venados (5,06 kg/hora, con un único individuo capturado) los grupos de especies con mayores tasas de retorno (Figura 1-3).

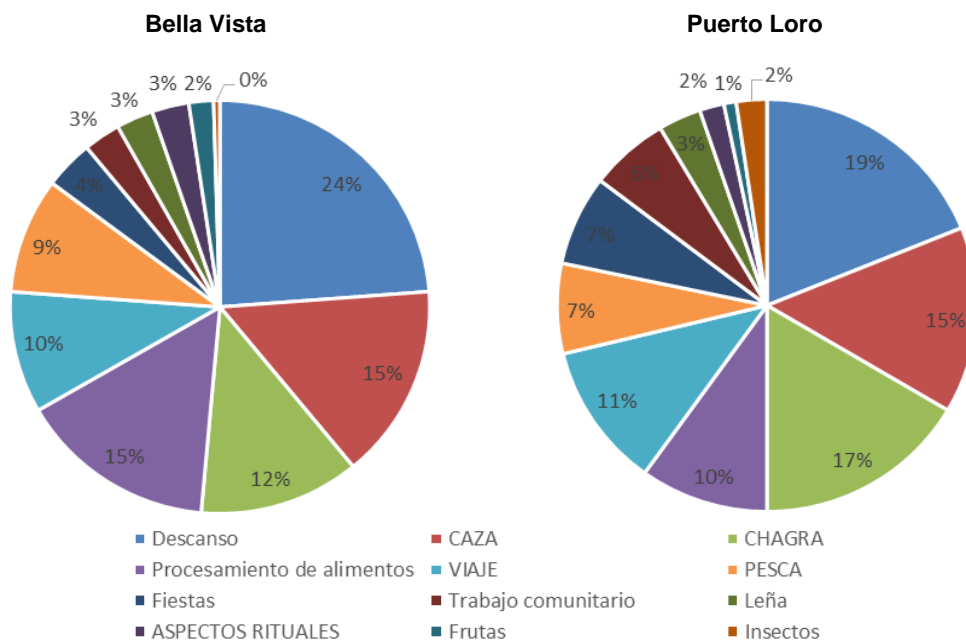
Figura 1-3: Tasa de retorno por grupo de fauna, establecido en kg/hora. El ancho de cada caja indica el número de datos incluidos en el cálculo.



En cuanto a la dedicación de tiempo a las diferentes actividades de subsistencia y ocupaciones diarias en un rango de 19 horas de actividad (05:00 – 24:00 horas) el muestreo aleatorio instantáneo mostró que en ambas comunidades la mayor parte del

tiempo se dedica al descanso, seguido de actividades de subsistencia como cacería, trabajo en la chagra y procesamiento de alimentos. En ambas comunidades el 15% del tiempo está dedicado a actividades relacionadas con la cacería (Figura 1-4).

Figura 1-4: Dedicación de tiempo a las actividades diarias en las comunidades de Bella Vista y Puerto Loro.



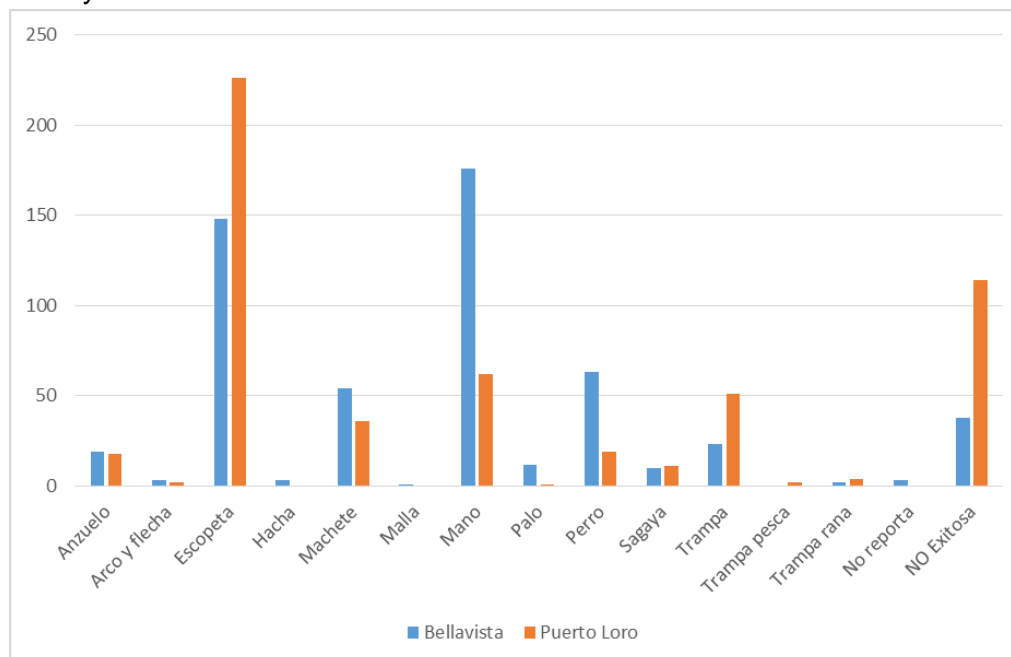
1.4.3 Técnicas de cacería y rendimiento

La frecuencia de uso de cada técnica de cacería por faena muestra diferencias entre las dos comunidades, con un uso más frecuente de la escopeta en la comunidad de Puerto Loro y de la captura manual (mano) en Bella Vista, siendo éstas las dos técnicas más utilizadas en cada comunidad (Figura 1-5).

En Bella Vista las técnicas de mano (usada en el 31,7% de las faenas), escopeta (26,7%), perro (11,4%) y machete (9,73%) corresponden a las técnicas utilizadas con mayor frecuencia. El uso de perros cazadores generalmente se encuentra relacionado con las técnicas de captura manual y machete, ya que los perros son los encargados de localizar la presa y acorralarla para posteriormente ser capturada manualmente o con machete.

Por su parte en Puerto Loro las técnicas usadas con mayor frecuencia corresponden a la escopeta (usada en el 41,4% de las faenas), la captura manual (11,4%) y las trampas (9,34%). Las únicas técnicas que superan la frecuencia de uso reportada en Bella Vista son la escopeta y las trampas, principalmente trampa de gallineta (Figura 1-5).

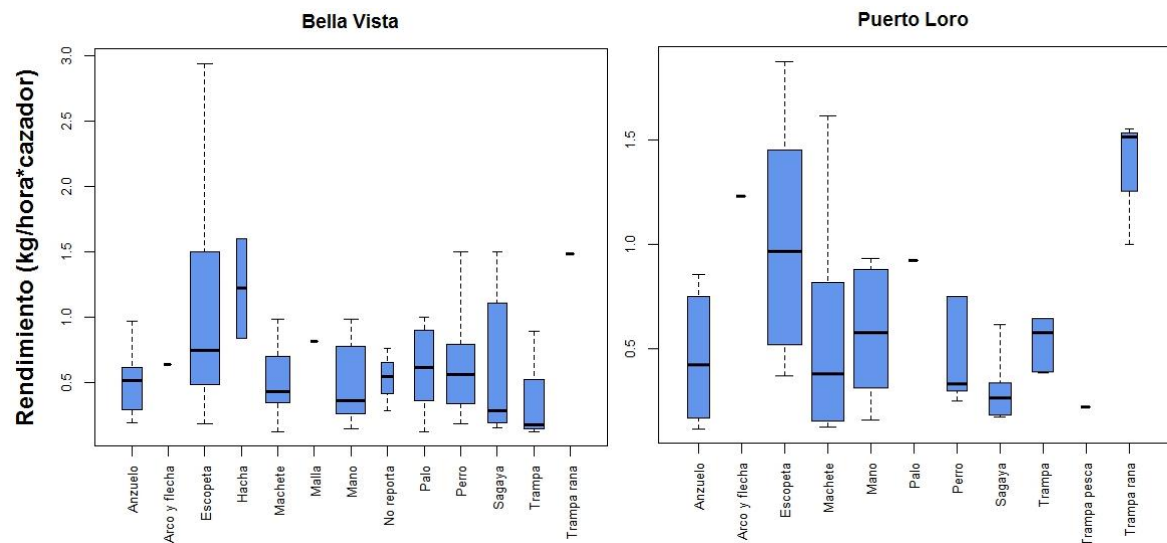
Figura 1-5: Frecuencia de uso de cada técnica por faena en las comunidades de Bella Vista y Puerto Loro



Para el área en general las técnicas de cacería que generan mayores rendimientos por cazador, considerando rendimiento como peso por unidad de esfuerzo (kg/hora*cazador), corresponden a palo ($1,60 \pm 2,68$ kg/hora*cazador), la escopeta ($1,59 \pm 2,79$ kg/hora*cazador), las trampas de rana ($1,39 \pm 0,23$ kg/hora*cazador) y el hacha ($1,22 \pm 0,38$ kg/hora*cazador).

Diferenciando por comunidad, en Bella Vista las técnicas con mayor rendimiento son la escopeta ($1,96 \pm 3,65$ kg/hora*cazador), palo ($1,70 \pm 2,85$ kg/hora*cazador), la trampa de rana ($1,49$ kg/hora*cazador, usada por un único cazador) y el hacha ($1,22 \pm 0,38$ kg/hora*cazador) mientras que las técnicas que generan menor rendimiento son la captura manual ($0,52 \pm 0,29$ kg /hora*cazador), el anzuelo ($0,50 \pm 0,24$ kg /hora*cazador) y la trampa o trampa larga ($0,34 \pm 0,28$ kg /hora*cazador) (Figura 1-6).

Figura 1-6: Rendimiento con cada técnica de cacería por unidad de esfuerzo (kg/hora*cazador), diferenciando por comunidades. El ancho de cada caja indica el número de datos incluidos en el análisis.



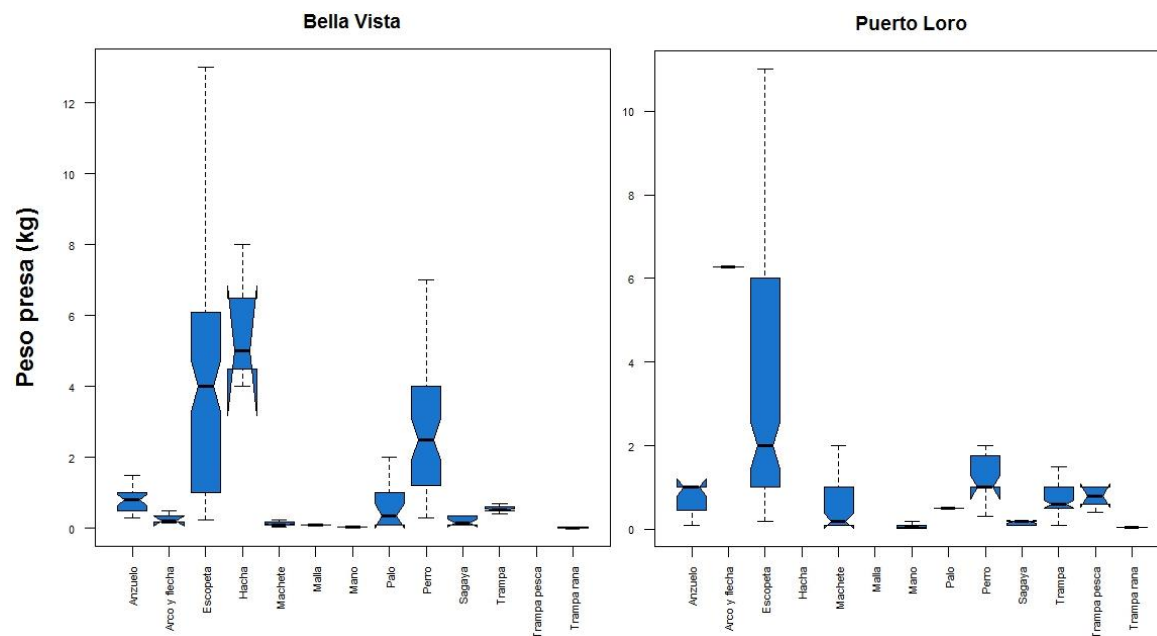
Para la comunidad de Puerto Loro las técnicas con mayor rendimiento son la trampa de rana ($1,36 \pm 0,25$ kg/hora*cazador), el arco y flecha (un único cazador que usa la técnica con un rendimiento de $1,24$ kg/hora*cazador) y la escopeta ($1,14 \pm 0,84$ kg/hora*cazador), mientras las demás tienen un rendimiento menor a 1 kg/hora*cazador. Las técnicas con menor rendimiento corresponden al anzuelo ($0,46 \pm 0,28$ kg/hora*cazador), la sagaya ($0,31 \pm 0,15$ kg/hora*cazador) y la trampa de pesca con una única faena con valor de $0,22$ kg/hora*cazador (Figura 1-6).

En el área de estudio cuatro técnicas de cacería se usaron exclusivamente para la captura de un grupo particular de fauna. La trampa de pesca y el anzuelo se usaron exclusivamente para la captura de tortugas, la trampa de rana únicamente para la captura de anfibios estacionales y la malla para la captura de especies ocasionales. Otras técnicas con bajas frecuencias de uso como el arco y la flecha y el hacha se emplearon en la captura de solo dos grupos de fauna cada una, con el arco y la flecha centrándose en los anfibios permanentes y especies ocasionales y el hacha en roedores pequeños y especies ocasionales. Las demás técnicas fueron usadas en la cacería de al menos tres tipos de presas, donde la escopeta presenta la mayor variedad de presas capturas con doce tipos diferentes de presas.

En cuanto a la especificidad de las técnicas de cacería por el tamaño de las presas (peso) a nivel general se identificaron diferencias estadísticamente significativas en el tamaño de las presas capturadas con las diferentes técnicas ($H_{(10, N= 3180)} = 1634,9$; $p < 2,2 \times 10^{-16}$). También se encontraron diferencias en los análisis a nivel de comunidad (Bella Vista: $H_{(11, N= 2040)} = 937,7$; $p < 2,2 \times 10^{-16}$ y Puerto Loro: $H_{(10, N= 1140)} = 756,2$; $p < 2,2 \times 10^{-16}$).

Para Bella Vista se observa que las técnicas de trampa de rana, mano, malla y machete se concentran en la captura de especies con pesos inferiores a 2,5 kg, con una biomasa promedio de tan solo 250 g; mientras que la escopeta y los perros capturan especies en un rango de peso más amplio que abarca desde 250 g hasta 176 kg, con valores medios de 4,8 a 6,6 kg (Figura 1-7).

Figura 1-7: Especificidad de las técnicas de cacería para la captura de presas según su tamaño, diferenciando por comunidades.



En Puerto Loro las técnicas de trampa de rana, mano, sagaya y palo son usadas para la captura de especies con pesos inferiores a 3 kg y pesos promedio máximo de 500 g; en tanto la escopeta es usada para la captura de presas con un rango de peso más amplio que varía desde 200 g hasta 158 kg (peso promedio de $6,25 \pm 17,20$ kg) (Figura 1-7).

1.4.4 Selectividad de la cacería

A partir de los datos de conteos en transectos lineales fue posible establecer la densidad poblacional con el método de distancias para diez taxones que representan siete grupos de fauna, incluyendo primates grandes, primates pequeños, roedores pequeños, venados, pavas y pajiiles y especies ocasionales. En la Tabla 1-3 se presentan los estimativos de densidad junto a su coeficiente de variación, función clave y serie de expansión de la función de detección.

Tabla 1-3: Estimativos de densidad para diez especies de fauna presentes en los territorios de las comunidades de Bella Vista y Puerto Loro (Zona del río Tiquié)

Especie/ Taxón	Número de registros	Densidad (Ind/km ²) DISTANCE			CV D	Función clave	Serie de expansión
		Promedi o	LI IC 95%	LS IC 95%			
<i>Callicebus lugens</i>	27	2,132	1,191	3,817	28,77%	Uniforme	Coseno
<i>Sapajus apella</i>	48	7,062	4,174	11,948	26,74%	Uniforme	Coseno
<i>Dasypsecta fuliginosa</i>	44	1,222	0,736	2,029	24,65%	Uniforme	Coseno
<i>Mazama sp.</i>	10	0,263	0,125	0,550	36,77%	Hazard-rate	Coseno
<i>Myoprocta acouchy</i>	39	1,526	0,949	2,455	22,23%	Uniforme	Coseno
<i>Nothocrax urumutum</i>	21	4,968	2,637	9,357	32,09%	Media normal	Coseno
<i>Penelope jacquacu</i>	88	4,536	3,166	6,498	17,58%	Media normal	Coseno
<i>Ramphastos tucanus</i>	91	6,691	4,664	9,597	18,10%	Media normal	Coseno
<i>Saguinus inustus</i>	39	4,920	2,957	8,186	25,31%	Media normal	Coseno
<i>Tinamidae</i>	240	10,992	9,152	13,201	9,03%	Hazard-rate	Coseno

Las mayores densidades registradas corresponden a las gallinetas (*Tinamidae*), el mono maicero (*Sapajus apella*), el tucán (*Ramphastos tucanus*), el pajiil (*Nothocrax urumutum*), la pava (*Penelope jacquacu*) y el jijillo negro (*Saguinus inustus*). Los estimativos con los mayores coeficientes de variación los presentan los venados (*Mazama sp*) y la pava (*Penelope jacquacu*), taxones con el menor número de observaciones (Tabla 1-3).

A partir de estas densidades, más las densidades que establecimos previamente con el método REM (Osorno et al. 2014) se calcularon las tasas de encuentro para cada especie

(Tabla 1-4). Estas tasas de encuentro indican la disponibilidad de las especies para los cazadores por lo cual se usan como modelo nulo para comparar con el aprovechamiento realizado en las dos comunidades y establecer si la cacería se realiza de acuerdo con la disponibilidad o si existe alguna selección de tipos de presa.

En general en el área se presentan bajas tasas de encuentro de fauna, con valores que oscilan entre 0,0042 y 0,0400 individuos por km de recorrido de búsqueda. Adicional a los venados (*Mazama* sp), cuyo valor de tasa de encuentro proviene de estimativos de densidad con altos valores de coeficiente de variación, los roedores pequeños (*Dasyprocta fuliginosa* y *Myoprocta acouchy*) y las gallinetas corresponden a las especies con tasas de encuentro más altas y que por lo tanto necesitan de un menor tiempo de búsqueda y distancia de desplazamiento para su encuentro (Tabla 1-4).

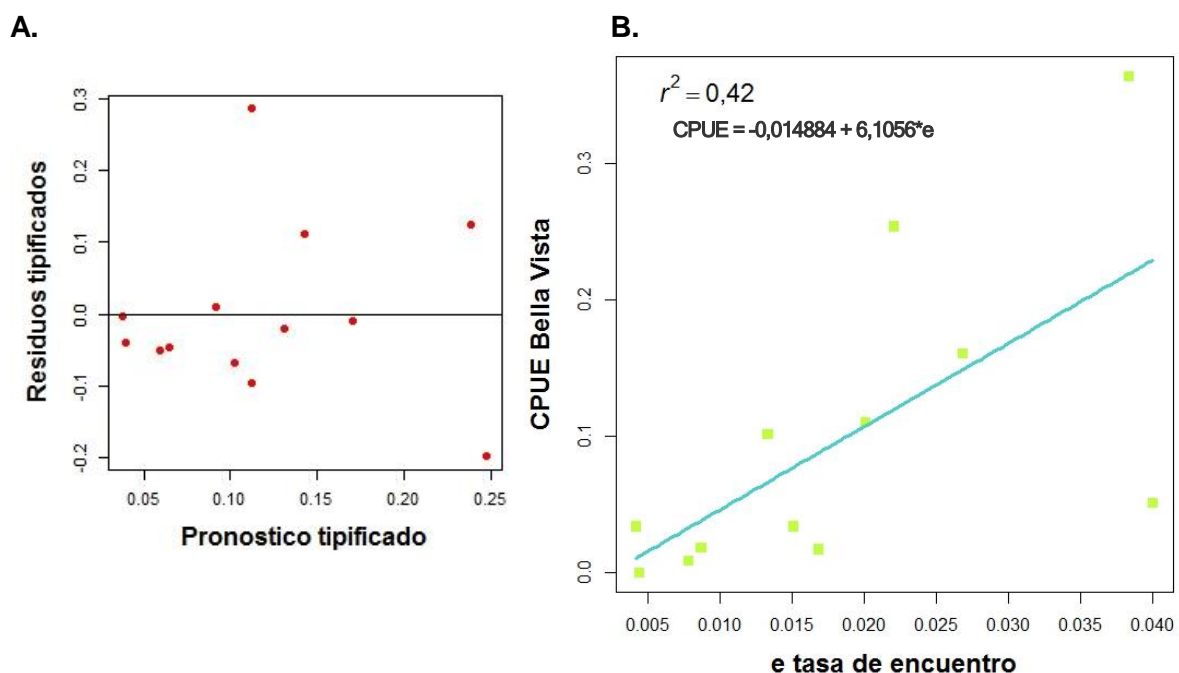
Tabla 1-4: Tasa encuentro (e) por especie.

Grupo especies	Especie/ Taxón	N (ind/km ²)	Tamaño o grupo	E (ind/km)	e (Tasa encuentro por km)
G Gallinetas	<i>Tinamidae</i>	10,992	1,1	0,2426	0,02207
PyP Pavas y Paujiles	<i>Nothocrax urumutum</i>	4,968	3,24	0,0222	0,00446
PyP Pavas y Paujiles	<i>Penelope jacquacu</i>	4,536	2,03	0,0912	0,02010
RG Roedores grandes	<i>Cuniculus paca</i>	0,119	1	0,0020	0,01684
Rp Roedores pequeños	<i>Dasyprocta fuliginosa</i>	1,222	1,02	0,0469	0,03837
Rp Roedores pequeños	<i>Myoprocta acouchy</i>	1,526	1	0,0410	0,02684
Pg Primates grandes	<i>Cebus apella</i>	7,062	6,58	0,0553	0,00784
Ppq Primates pequeños	<i>Callicebus lugens</i>	2,132	3,22	0,0284	0,01335
Ppq Primates pequeños	<i>Saguinus inustus</i>	4,92	4,62	0,0428	0,00871
Dnt Danta	<i>Tapirus terrestris</i>	0,368	1	0,0062	0,01684
Vnd Venado	<i>Mazama sp.</i>	0,263	1	0,0105	0,04
Crll Cerrillo	<i>Pecari tajacu</i>	0,291	4	0,0012	0,00421
Ocs Ocasiones	<i>Ramphastos tucanus</i>	6,691	2,25	0,1012	0,01513

Las regresiones lineales entre la tasa de encuentro (e) y la captura por unidad de esfuerzo no mostraron una relación estadísticamente significativa entre la captura y la disponibilidad, es decir que en las dos comunidades la cacería se realiza de forma

selectiva, capturando algunas especies por encima o por debajo de su disponibilidad (Bella Vista: $F_{1;11} = 3,57$; $p = 0,085$ y Puerto Loro: $F_{1;11} = 0,114$; $p = 0,7425$). Para el caso de Bella Vista se observó que la lapa muestra unos valores que generan residuos atípicos al ajustarse al modelo (Figura 1-8A), por lo cual fueron eliminados del análisis. Con esta eliminación se estableció que salvo la lapa (*Cuniculus paca*), en Bella Vista el aprovechamiento se realiza de acuerdo a la disponibilidad de presas (Bella Vista: $F_{1;10} = 7,354$; $p = 0,0219$), aceptándose la hipótesis de que no existe selectividad en la cacería para las demás especies (Figura 1-8B). El modelo establecido describe la relación entre la Captura por Unidad de Esfuerzo (CPUE) y la tasa de encuentro (e) ($CPUE = -0,0149 + 6,1056 \cdot e$) y explica el 42% de la variabilidad de la captura por unidad de esfuerzo en la comunidad de Bella Vista ($r^2 = 0,42$).

Figura 1-8: Regresión lineal entre CPUE y tasa de encuentro (e) en la comunidad de Bella Vista. **A.** Residuos regresión lineal entre CPUE y tasa de encuentro (e), incluyendo todos los datos disponibles. En la parte superior de la gráfica se observan los valores atípicos para los residuos de *Cuniculus paca*. **B.** Regresión lineal entre CPUE y tasa de encuentro (e), excluyendo *C. paca* por generar residuos atípicos al ajustarse al modelo.



En cuanto a las preferencias culturales, las listas libres muestran una marcada preferencia hacia la lapa (*Cuniculus paca*) con una prominencia cultural de 0,786 y mencionada en el 100% de las listas, seguida de la guara (*Dasyprocta fuliginosa*) mencionada igualmente en

todas las listas de especies preferidas, el tintín (*Myoprocta acouchy*) mencionado en el 86%, la pava (*Penelope* sp) incluida en el 71% de las listas y la danta (*Tapirus terrestris*) incluida en el 43% de las listas pero mencionada siempre entre el segundo y tercer lugar de importancia (Tabla 1-5).

Tabla 1-5: Especies de fauna preferidas por las comunidades de Bella Vista y Puerto Loro de acuerdo con la jerarquización cultural

Nombre común	Especie	Valor prominencia
Lapa	<i>Cuniculus paca</i>	0,786
Guara	<i>Dasyprocta fuliginosa</i>	0,51
Tintín	<i>Myoprocta acouchy</i>	0,51
Pava	<i>Penelope</i> sp.	0,443
Danta	<i>Tapirus terrestris</i>	0,371
Cajuche	<i>Tayassu pecari</i>	0,271
Armadillo	<i>Dasypus</i> sp	0,267
Venado	<i>Mazama</i> sp	0,248
Cerrillo	<i>Pecari tajacu</i>	0,167
Ranas	<i>Osteocephalus</i> sp	0,148
Yacaré	<i>Paleosuchus</i> sp	0,1
Mono	<i>Sapajus apella</i>	0,1
Paujil	<i>Mitu</i> sp	0,1
Mico	<i>Alouatta seniculus</i>	0,095
Gallineta	Tinamidae	0,071
Colimocho	<i>Cacajao ouakary</i>	0,071
Coconuco	<i>Nothocrax urumutum</i>	0,043
Guache	<i>Nasua nasua</i>	0,043
Churuco	<i>Lagothrix lagotricha</i>	0,014

De acuerdo con la teoría de forrajeo óptimo, se espera que otro determinante en las preferencias y la selección de presas en la cacería sea el aporte energético de las especies capturadas. El aporte energético de las presas se estableció de acuerdo con información disponible en la literatura y para algunas especies fue necesario asumir los valores reportados para carnes similares. Tal es el caso de las gallinetas, pavas y paujiles para las cuales se usó el valor reportado por el ICBF (2015) para la gallina criolla, los primates grandes y pequeños para los cuales se usó el valor reportado para la carne magra de cerdo (ICBF 2015), los anfibios estacionales y permanentes para los cuales se usó el valor reportado para las ancas de rana toro *Lithobates catesbeianus* (Fioranelli et al. 2004).

En la Tabla 1-6 se presenta un resumen con los valores de contenido energético de cada tipo de presa, así como el aporte neto teniendo en cuenta la inversión de tiempo y energía en su cacería. De acuerdo a la ganancia energética, la danta corresponde a la especie con mayor aporte y por ende se esperaría que con mayor preferencia en la cacería, seguida del venado, cajucho, cerrillo y los primates grandes; mientras que las tortugas y los anfibios permanentes son tipos de presas que generan pérdidas de acuerdo a su aporte energético por hora invertida en su cacería (Tabla 1-6).

Las regresiones múltiples realizadas para establecer si la importancia cultural (prominencia) o el aporte energético de las presas junto con la tasa de encuentro determinan el aprovechamiento, muestran que a nivel global la cacería realizada en conjunto por las comunidades no es explicada por estas variables ($F_{2;10} = 3,602$; $p = 0,066$).

Para la comunidad de Bella Vista los datos se ajustan al modelo de regresión múltiple ($F_{3;9} = 5,57$; $p = 0,019$) donde las tres variables independientes explican el 65% de la varianza observada en el aprovechamiento de fauna ($r^2 = 0,649$). La importancia cultural (prominencia) y la tasa de encuentro (e) son las variables que más contribuyen a explicar la variabilidad observada en el aprovechamiento (CPUE) de la comunidad de Bella Vista, con una contribución del 61,6% y el 20,3% respectivamente.

En la comunidad de Puerto Loro el análisis de regresión múltiple muestra que el aprovechamiento no está determinado por la importancia cultural, el aporte energético o la tasa de encuentro ($F_{2;10} = 1,40$; $p = 0,291$).

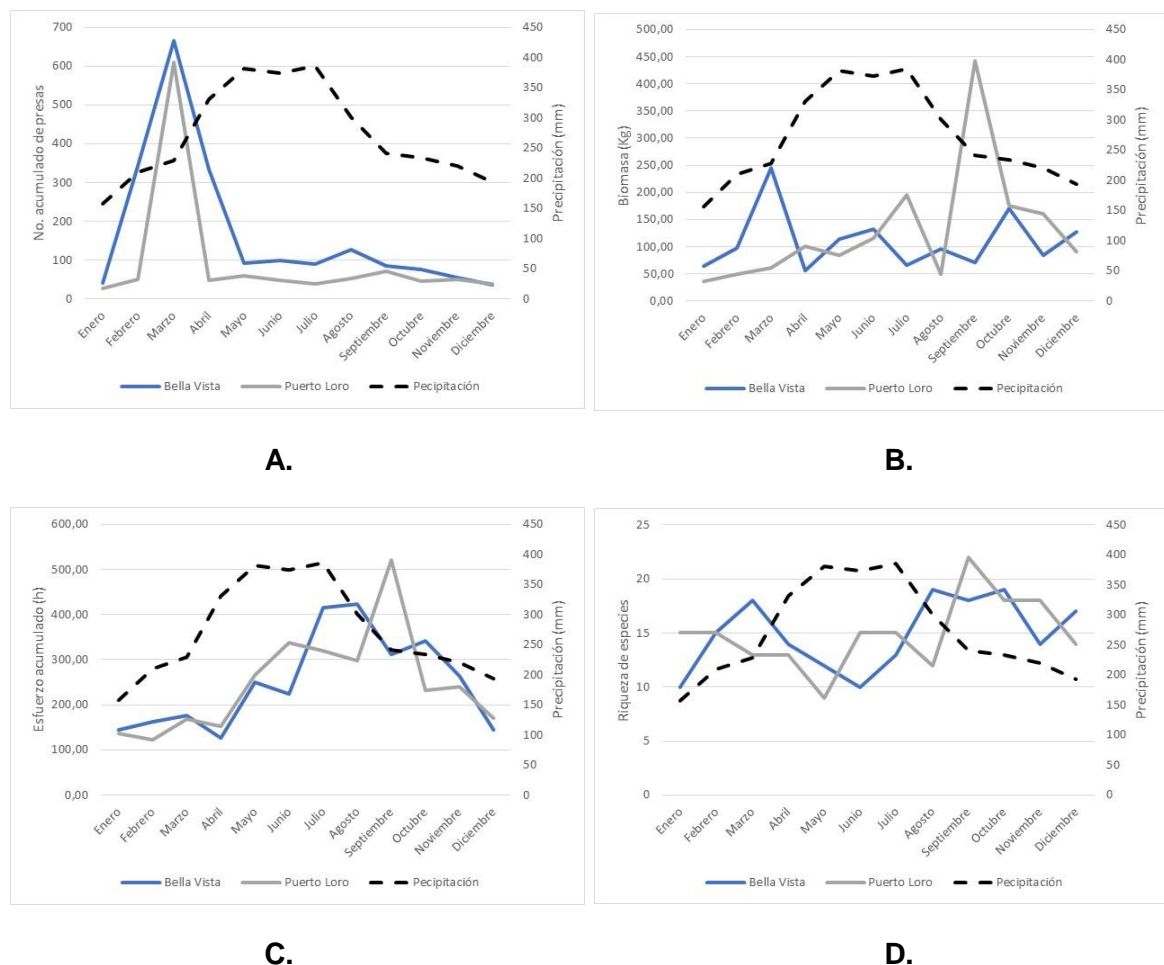
Tabla 1-6 : Contenido energético de las especies consumidas, diferenciando por los grupos de fauna establecidos para el análisis

Grupo especies	Peso promedio	Peso consumible	Kcal (en 100 gr)	Energía por presa (Kcal)	Tiempo consecución presa por faena (h/presa*faena)	Energía gastada por faena (Kcal/presa)	Aporte energético presa/hora (Kcal)	Referencia valor Kcal/100gr
G Gallinetas	0,750	0,568	297	1685,99	2,72	652,26	380,36	ICBF 2015
PyP Pavas y Paujiles	1,390	1,082	297	3214,65	3,22	773,42	757,54	ICBF 2015
RG Roedores grandes	6,256	5,462	112,78	6159,71	6,33	1519,91	732,64	Aguiar 1996
Rp Roedores pequeños	2,988	2,369	93,93	2225,64	5,03	1207,85	202,24	Aguiar 1996
Pg Primates grandes	4,900	4,131	198	8178,55	4,71	1129,47	1497,86	ICBF 2015
Ppq Primates pequeños	1,100	0,798	198	1580,90	4,80	1152,70	89,15	ICBF 2015
Dnt Danta	115,167	86,375	127,34	109989,93	3,35	804,00	32592,81	Aguiar 1996
Vnd Venado	35,400	26,550	110,02	29210,31	4,10	982,86	6892,75	Aguiar 1996
Cjch Cajuche	45,000	37,998	92,62	35193,75	11,53	2768,00	2811,48	Aguiar 1996
Crll Cerrillo	19,417	14,563	92,62	13487,79	5,80	1392,46	2084,72	Aguiar 1996
AnP Anfibios Permanentes	0,148	0,147	87,14	128,30	2,68	643,65	-192,16	Fioranelli et al. 2004
AnE Anfibios Estacionales	0,032	0,032	87,14	27,60	0,08	20,00	91,19	Fioranelli et al. 2004
RtlC Cachirres	2,602	1,951	126	2458,58	6,90	1654,82	116,57	ICBF 2015
RtlT Tortugas	0,668	0,301	86	258,65	7,15	1714,92	-203,80	ICBF 2015
Ocs Ocasionales	1,349	1,084	143,26	1553,31	3,13	750,19	256,93	Promedio de todas las presas

1.4.5 Cambios temporales en el aprovechamiento

A lo largo del año se presentan cambios en el aprovechamiento de fauna en las dos comunidades tanto en número mensual de especies aprovechadas como en esfuerzo, número de presas y biomasa extraída (Figura 1-9).

Figura 1-9: Variación temporal en el uso de fauna en las comunidades de Bella Vista (Azul) y Puerto Loro (gris). En todas las gráficas se presenta la curva de precipitación como referencia de la variación estacional (línea punteada negra). **A.** Número de presas. **B.** Biomasa extraída. **C.** Esfuerzo acumulado. **D.** Riqueza de especies aprovechadas.



En ambas comunidades el valor más alto de aprovechamiento en número de presas se presenta en el mes de marzo, coincidiendo con la entrada de lluvias después del verano;

mientras que un segundo pico, mucho menor, se presenta entre los meses de agosto y septiembre cuando disminuye la precipitación y se presenta la transición de aguas altas a medias (Figura 1-9A).

Un comportamiento similar se presenta con los valores de biomasa acumulada. Para Puerto Loro el valor más alto de biomasa extraída se presenta en septiembre (442,2 kg) cuando la precipitación disminuye e inicia la temporada de aguas medias, mientras para Bella Vista el mayor valor de biomasa extraída se presenta en marzo (244,4 kg), mes de transición entre la temporada seca y las lluvias. Adicionalmente, en julio Puerto Loro presenta otro valor importante de biomasa extraída (195 kg) que coincide con el final de la temporada de lluvias más fuertes y para octubre durante las aguas medias en la comunidad de Bella Vista se presenta un alto valor de extracción (170,6 kg) (Figura 1-9B).

En cuanto al esfuerzo invertido en la cacería, los valores más altos se alcanzan en septiembre para la comunidad de Puerto Loro (521,2 horas), temporada en la cual se presenta el mayor retorno en biomasa. Por su parte en la comunidad de Bella Vista los mayores esfuerzos se invierten entre los meses de julio y agosto (414,4-424 horas), durante la transición de aguas altas a medias, pero sin mostrar correspondencia con altos valores de extracción en biomasa (Figura 1-9C); sin embargo, en esta comunidad el incremento en el esfuerzo de cacería durante estos meses coincide con una ampliación de la dieta, incrementándose la riqueza de especies incluidas (Figura 1-9D).

La tendencia en la variación de la riqueza de especies cazadas mensualmente muestra para ambas comunidades una contracción de la dieta durante los picos de precipitación que se presentan entre mayo y agosto, llegando incluso a valores de solo nueve especies aprovechadas. En contraste, durante la temporada de aguas medias entre finales de agosto y octubre la dieta se expande alcanzando valores hasta de 22 especies diferentes aprovechadas en un mes (Figura 1-9D).

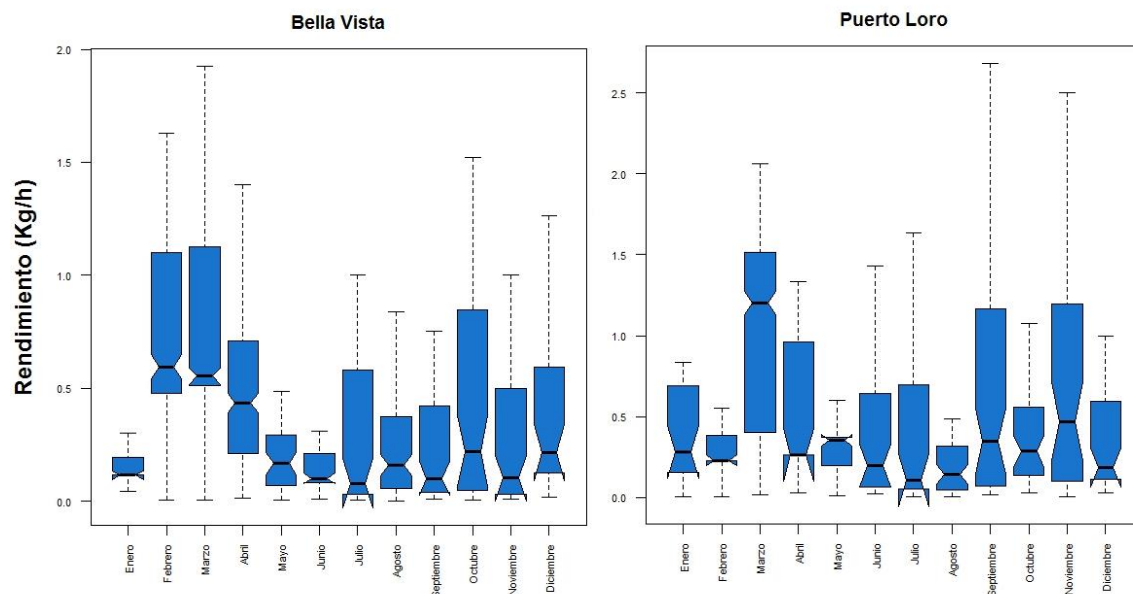
Las pruebas de Kruskal-Wallis para establecer si existen diferencias significativas en el rendimiento promedio (kg/hora) a lo largo del año indican que en ambas comunidades el rendimiento presenta variaciones temporales significativas (Bella Vista: $H_{(11, N= 1900)}= 448$; $p < 2,2 \times 10^{-16}$ y Puerto Loro: $H_{(11, N= 1138)}= 250,9$; $p < 2,2 \times 10^{-16}$).

En la comunidad de Bella Vista los menores rendimientos se presentan en los meses de enero ($0,52 \pm 1,30$ kg/hora) y junio ($0,70 \pm 2,25$ kg/hora), mostrando marcadas diferencias con febrero ($0,91 \pm 2,75$ kg/hora) y marzo ($1,02 \pm 4,58$ kg/hora) cuando se presentan los mayores rendimientos (Figura 1-10).

Por su parte en Puerto Loro, los rendimientos más bajos se presentan en los meses de agosto ($0,33 \pm 0,49$ kg/hora), mayo ($0,51 \pm 0,60$ kg/hora) y febrero ($0,73 \pm 1,81$ kg/hora), con una diferencia marcada únicamente con el mes de marzo ($1,11 \pm 0,65$ kg/hora) que corresponde al mes con el mayor rendimiento (Figura 1-10).

En ambas comunidades los meses con altos rendimientos como octubre, septiembre o noviembre presentan una amplitud en su rango de variación que no permite establecer claramente la existencia de grupos con diferencias significativas (Figura 1-10).

Figura 1-10: Rendimiento promedio mensual (kg/hora) diferenciando por comunidad.



1.4.6 Modelo de amplitud de dieta

El esfuerzo total de búsqueda en ambas comunidades ascendió a 6210,3 horas, con la comunidad de Bella Vista (4178,4 horas) superando el tiempo invertido en la búsqueda por los cazadores de Puerto Loro (2031,9 horas). Teniendo en cuenta los volúmenes

aprovechados, el tiempo total de manejo fue de 2360,6 horas, con 1374,4 horas en Bella Vista y 986,3 en Puerto Loro.

Con base en el tiempo de manejo o costo post-encuentro se estableció que las presas con mejores retornos presentes en Bella Vista corresponden a la danta (*Tapirus terrestris*), los venados (*Mazama* spp) y el cerrillo (*Pecari tajacu*); en tanto en Puerto Loro los mejores retornos corresponden al cajucho (*Tayassu pecari*) y la danta (*T. terrestris*) con tasas de retorno superiores a 25000 kcal/hora. Para ambas comunidades las presas con menor calificación corresponden a las tortugas y los anfibios permanentes, las cuales presentan tasas de retorno inferiores a las 200 kcal/hora (Tabla 1-7).

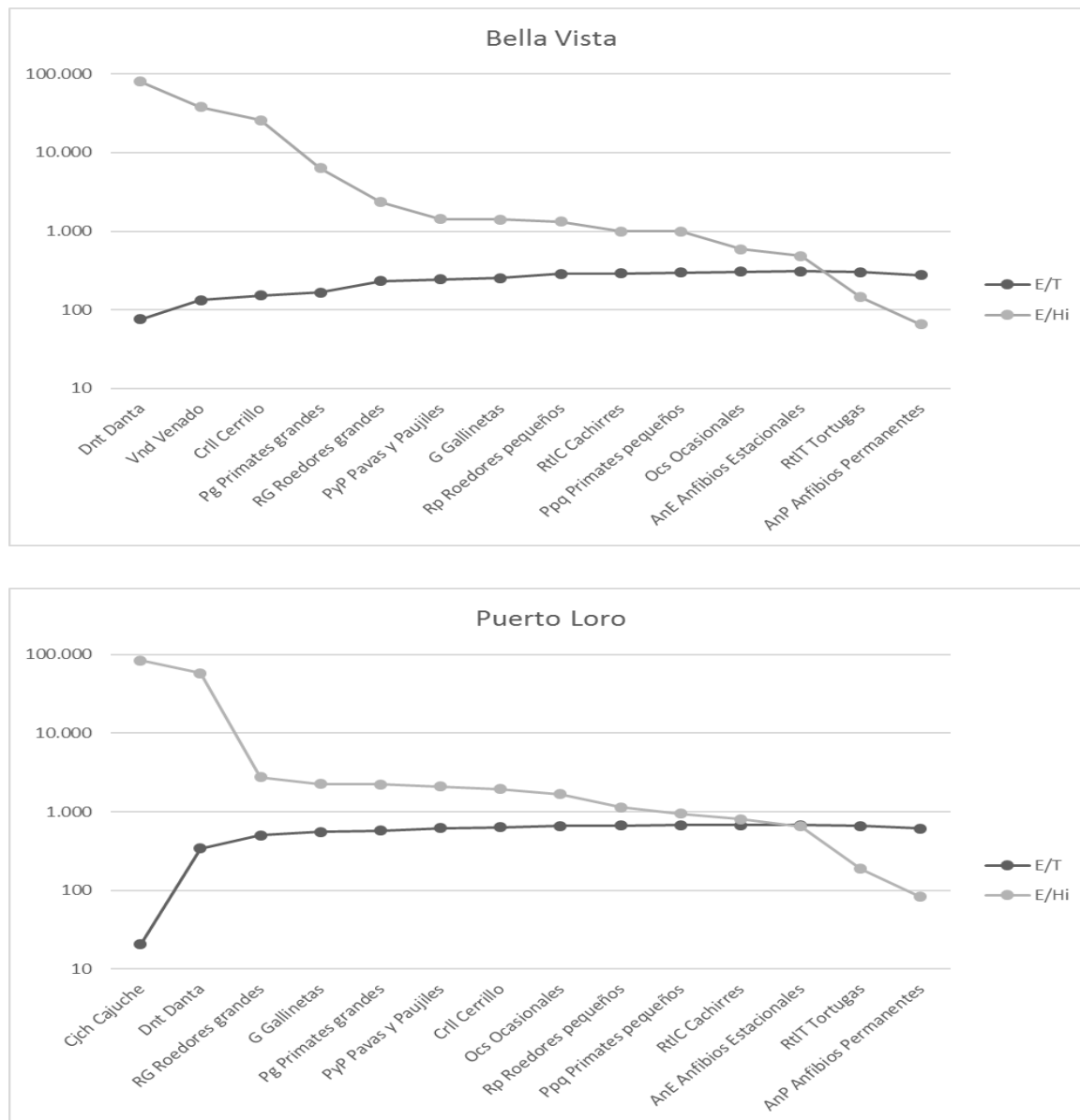
El modelo de amplitud de dieta (Figura 1-11) muestra el cambio en la tasa global de forrajeo (E/T) a medida que se van agregando recursos con menor calificación a la dieta, así como su relación con la tasa de retorno post-encuentro de cada recurso (E/Hi). Para el caso de Bella Vista la tasa global de forrajeo se incrementa hasta 308 kcal/hora con la adición de los anfibios estacionales y posteriormente comienza a disminuir al incluir las tortugas y los anfibios permanentes. Por su parte en Puerto Loro la tasa global de forrajeo se incrementa hasta alcanzar 678 kcal/hora con la adición de los cachirres y los anfibios estacionales para posteriormente decrecer, al igual que en Bella Vista, con la inclusión de las tortugas y los anfibios permanentes.

El comportamiento de las tasas de retorno global indica que en la comunidad de Bella Vista los recursos alimenticios con un aporte inferior a 307 kcal/hora no serían incluidos en la dieta óptima, mientras en Puerto Loro los ítems con tasas de retorno post-encuentro inferiores a 678 kcal/hora no serían cosechados. Sin embargo, ambas comunidades aprovechan grupos de fauna con aportes calóricos inferiores a la tasa global de forrajeo (anfibios permanentes y tortugas) con magnitudes de 72 kg en Bella Vista y 44,7 kg en Puerto Loro (Tabla 1-7).

Tabla 1-7: Dieta y categorización de los tipos de presa en las comunidades de Bella Vista y Puerto Loro.

Grupo de especies	Peso total presas (kg)	Energía (kcal/kg)	Peso promedio presa (kg)	H tiempo manejo post-encuentro (h/kg)	Tasa de retorno (kcal/h)	Tiempo total manejo (h)	Rank
Bellavista							
Dnt Danta	250,00	1273,4	125,00	0,02	79587,5	4,0	1
Vnd Venado	215,00	1100,2	35,83	0,03	37746,2	6,3	2
Crll Cerrillo	89,50	926,2	22,38	0,04	25770,4	3,2	3
Pg Primates grandes	29,00	1980,0	5,80	0,31	6344,8	9,1	4
RG Roedores grandes	280,07	1127,8	6,09	0,48	2358,9	133,9	5
PyP Pavas y Paujiles	18,23	2970,0	1,30	2,09	1418,8	38,2	6
G Gallinetas	19,35	2970,0	0,65	2,12	1404,0	40,9	6
Rp Roedores pequeños	197,35	939,3	2,99	0,71	1319,8	140,5	7
RtlC Cachirres	20,50	1260,0	2,28	1,27	995,4	26,0	8
Ppq Primates pequeños	28,65	1980,0	1,19	1,99	993,2	57,1	8
Ocs Ocasiones	40,97	1432,6	0,91	2,42	591,9	99,2	9
AnE Anfibios Estacionales	31,81	871,4	0,03	1,80	484,1	57,3	10
RtlT Tortugas	26,58	860,0	0,70	5,94	144,7	157,9	11
AnP Anfibios Permanentes	45,46	871,4	0,15	13,22	65,9	601,0	12
Puerto Loro							
Cjch Cajuche	45,00	926,2	45,00	0,01	83358,0	0,5	1
Dnt Danta	513,00	1273,4	102,60	0,02	58067,0	11,3	2
RG Roedores grandes	354,07	1127,8	6,32	0,41	2764,7	144,4	3
G Gallinetas	50,60	2970,0	0,79	1,32	2248,6	66,8	4
Pg Primates grandes	31,50	1980,0	4,50	0,89	2230,2	28,0	4
PyP Pavas y Paujiles	55,45	2970,0	1,39	1,43	2084,2	79,0	5
Crll Cerrillo	46,42	926,2	15,47	0,48	1938,0	22,2	5
Ocs Ocasiones	57,90	1432,6	1,75	0,85	1676,8	49,5	6
Rp Roedores pequeños	62,80	939,3	2,42	0,83	1132,9	52,1	7
Ppq Primates pequeños	27,20	1980,0	1,05	2,10	942,6	57,1	8
RtlC Cachirres	70,17	1260,0	2,51	1,57	802,8	110,1	9
AnE Anfibios Estacionales	23,00	871,4	0,04	1,34	649,7	30,8	10
RtlT Tortugas	23,00	860,0	0,79	4,59	187,2	105,7	11
AnP Anfibios Permanentes	21,69	871,4	0,16	10,55	82,6	228,8	12

Figura 1-11: Modelo de amplitud de dieta para las comunidades de Bella Vista y Puerto Loro. E/T= Tasa de retorno global de forrajeo. E/Hi=Tasa de retorno post-encuentro de cada recurso.



1.5 Discusión

La teoría de forrajeo óptimo predice que un predador seleccionará para su dieta la opción que maximice la energía adquirida, por lo cual un cazador debería ignorar un tipo de presa si el esfuerzo necesario para encontrar otro es compensado por un mayor rendimiento de la nueva presa. A partir de esta hipótesis se ha postulado que un modelo óptimo de

amplitud de dieta puede ayudar a dar cuenta de la variabilidad en la selectividad entre cazadores de la amazonia (Hames & Vickers 1982).

En el área de estudio, la amplitud de dieta de las dos comunidades es prácticamente la misma considerando el tipo de presas capturadas (14 tipos de presa en Bella Vista y 15 en Puerto Loro), así como el número de especies (48 especies en Bella Vista y 42 en Puerto Loro). Centrándose en la dieta óptima y excluyendo en ambas comunidades los anfibios permanentes (tres especies) y las tortugas (cuatro especies), se mantiene la similitud en la amplitud de dieta entre Puerto Loro y Bella Vista. La diferencia entre comunidades se observa en la estructura y composición del aprovechamiento, es decir las proporciones de cada tipo de presa incluida en la dieta, más que en el perfil de cacería, definido como número de especies o tipo de presas incluidas. Adicionalmente, el ranking de los tipos de presas presenta diferencias entre comunidades que se basan en su tiempo de manejo post-encuentro y que podrían relacionarse con las estrategias de cacería en cada comunidad.

Partiendo de la premisa de maximización de la energía adquirida, se esperaría que los cazadores centren su atención en presas de gran porte y con un alto contenido de energía, como la danta (*Tapirus terrestris*), los venados (*Mazama* spp), el cajúche (*Tayassu pecari*), el cerrillo (*Pecari tajacu*), los primates grandes (*Alouatta seniculus*, *Lagothrix lagotricha* y *Sapajus apella*) y los roedores grandes como la lapa (*Cuniculus paca*). Sin embargo, en la zona el mayor número de presas aprovechadas corresponde a especies de tamaños pequeños como los anfibios estacionales (*Osteocephalus cabrerai*, *O. taurinus* y *O. yasuni*) y los anfibios permanentes (*Leptodactylus pentadactylus*, *L. riveroi* e *Hypsiboas wavrinii*), así como los roedores pequeños (*Dasyprocta fuliginosa* y *Myoprocta acouchy*) y las gallinetas (Tinamidae).

Aunque el mayor aporte en número de presas corresponde a ítems de tamaño pequeño, la biomasa capturada proviene principalmente de presas de gran tamaño. Así, en Bella Vista los roedores grandes (*Cuniculus paca*), la danta (*Tapirus terrestris*) y el venado (*Mazama* spp) representan el 56,5% de la biomasa adquirida; mientras en Puerto Loro, la danta (*Tapirus terrestris*), los roedores grandes (*Cuniculus paca*) y el cajúche (*Tayassu pecari*) aportan el 66,5% del peso de fauna silvestre consumida. Sin embargo, algunas especies de talla pequeña como los roedores *Dasyprocta fuliginosa* y *Myoprocta acouchy*

aportan una importante cantidad de biomasa, particularmente en Bella Vista donde representan un 15,13% del peso consumido.

Pero si los mayores aportes en biomasa corresponden a las presas grandes, que a su vez proporcionan la mayor cantidad de energía (entre 732 y 32592 Kcal/hora), persiste la pregunta de por qué las comunidades no centran su captura en estos ítems, adquiriendo una mayor proporción de individuos de este tipo de presas. De acuerdo con los postulados del forrajeo óptimo, el esfuerzo invertido en la captura de una presa y el rendimiento obtenido con dicha presa son factores clave en la decisión de incluirla o no en la dieta.

Teniendo en cuenta estos factores, se pueden identificar diferencias claras en las estrategias de forrajeo de las dos comunidades. En Bella Vista la inversión en esfuerzo de cacería es mayor, con más cazadores activos al mes, que realizan faenas más largas y con un índice de éxito más alto, capturando mayor cantidad de presas por faena, pero con un menor retorno en biomasa. Por su parte en Puerto Loro, se invierte menos esfuerzo en la cacería, con un número menor de cazadores activos al mes, los cuales realizan más faenas pero de menor duración y con un índice de éxito más bajo, por lo que necesitan una inversión mayor en tiempo para conseguir una presa. En esta comunidad el rendimiento en biomasa es mayor que en Bella Vista con 3,15 kg por faena, representados en 2,24 presas, lo que indica que los cazadores capturan presas de mayor tamaño, aunque para ello sea necesario invertir un mayor esfuerzo.

Estos datos mostrarían un comportamiento distante de la dieta óptima (subóptimo) por parte de la comunidad de Bella Vista pues, aunque invierten un mayor esfuerzo en la cacería obtienen un menor rendimiento respecto a Puerto Loro. Sin embargo, de acuerdo con Rode y colaboradores (1999) en el forrajeo óptimo el sistema no está diseñado simplemente para maximizar la utilidad esperada sino para minimizar la probabilidad de un resultado que no satisface la necesidad.

En este sentido, los cazadores de la comunidad de Bella Vista tienden a minimizar la probabilidad de regresar a casa sin alimento, aprovechando incluso presas con bajas tasas de retorno pero asegurando un incremento en el aporte a la dieta, aunque no se maximice la energía adquirida. El valor de éxito registrado en las cacerías apoya esta idea, ya que Bella Vista presenta un alto porcentaje de éxito con menos de dos faenas fallidas por cada

diez realizadas. Adicionalmente cerca del 33% de los eventos de cacería reportados en la comunidad corresponden a capturas oportunistas (Osorno *et al.* 2014) como los anfibios permanentes y las tortugas, presas que se encontrarían fuera de una dieta óptima, que representan cerca del 7% del peso aprovechado en esta comunidad (87 kg) y donde 21% de los anfibios permanentes y 9% de las tortugas se aprovechan de forma oportunista, es decir sin inversión significativa en esfuerzo de búsqueda. Esta búsqueda de incrementar el aporte energético, aun cuando no optimice la dieta, ha sido planteada como un mecanismo de los cazadores para minimizar el riesgo de no adquirir energía y como una forma de abordar el modelo de amplitud de dieta que se acerca más a la realidad registrada en varios estudios con cazadores (Mithen 1989).

Ya que en general los cazadores neotropicales son forrajeadores de sitio central, es decir no consumen las presas de sus cacerías en el sitio donde han sido capturadas sino retornan a la comunidad, es necesario contemplar una dimensión espacial en el análisis de sus estrategias de forrajeo. Por ello, los modelos de forrajeo de sitio central consideran que el viaje de ida y regreso en cada faena influye en la elección y el manejo de las presas, afectando el tiempo disponible para la búsqueda, transporte y procesamiento (Kelly 2013, Bettinger *et al.* 2015).

Levi y colaboradores (2011) plantean que los cazadores de sitio central toman la decisión de atacar una presa potencial basados en sus propias variables de estado, que incluyen la distancia hasta la comunidad, la carne con la que ya cuentan, el tiempo remanente de la faena de caza y el número de ataques realizados; así como de algunos parámetros específicos de las presas como son la tasa de encuentro, el porcentaje de éxito de cacería para la presa específica, la masa corporal, el aporte energético y el tiempo de manejo de la presa. Con base en este modelo se plantea que hacia el final de la faena de cacería los cazadores expanden su dieta, aceptando presas de bajo valor ya que cuentan con un tiempo limitado de búsqueda al tener que regresar a la comunidad, a la vez que se incrementa la posibilidad que rechacen presas con alto retorno si el tiempo disponible no es suficiente para la persecución, captura y manejo de la presa (Levi *et al.* 2011).

En la zona las comunidades dedican a la cacería un 15% del tiempo diario de actividades, con faenas de alrededor de tres horas de duración, lo que limita el tiempo de búsqueda, persecución y captura. Un indicio de porqué los cazadores se inclinan por presas con

menores tasas de retorno, pero para las cuales es necesaria una menor inversión en esfuerzo, es el tiempo promedio que cada cazador necesita para la captura de una presa, pues éste excede la duración promedio de una faena de cacería con cerca de 4 horas de esfuerzo por parte de cada cazador para obtener una presa (4 horas en Bella Vista y 3,7 en Puerto Loro). Esta situación conduce a que el cazador capture presas con bajas tasas de retorno y aproveche el tiempo dedicado a otras actividades para capturar presas de manera oportunista, de tal forma que minimiza el riesgo de volver a casa sin alimento, al tiempo que incrementa el aporte energético a su dieta.

Una estrategia para minimizar el riesgo de volver a la comunidad sin cacería es aprovechar las presas de acuerdo con su disponibilidad, es decir no seleccionar presas con alto retorno sino capturar presas con baja inversión en su búsqueda y manejo. Una baja inversión en esfuerzo de búsqueda implica el aprovechamiento de la fauna de forma proporcional a su tasa de encuentro (Hames & Vickers 1982), como ocurre en la comunidad de Bella Vista donde, exceptuando la lapa (*Cuniculus paca*), se estableció que se realiza cacería no selectiva.

El caso particular de la lapa en Bella Vista ilustra cómo la selectividad de las presas no solo obedece a la ganancia energética (basada en su tamaño corporal, el tiempo de manejo y su tasa de encuentro) sino que incluye factores culturales de preferencia, pues la lapa ocupa el quinto puesto en el ranking de dieta óptima, pero ocupa el primer lugar en la jerarquización por prominencia cultural. Justamente se ha reportado en estudios antropológicos que la lapa (*Cuniculus paca*) corresponde a una de las presas favoritas para los Tucano oriental ya que su cultura la considera un animal “limpio” y adecuado para consumir pues prefiere ingerir los mismos alimentos que el hombre como yuca brava, tubérculos y piña (Reichel-Dolmatoff 1997). La clasificación Tucano de la lapa y sus tasas de aprovechamiento respaldan los resultados del análisis en Bella Vista, los cuales indican que el 65% de la variación en la captura es explicado por la prominencia cultural y la disponibilidad de presas, mientras que el aporte energético no determina los patrones de aprovechamiento.

Por su parte, la comunidad de Puerto Loro realiza un aprovechamiento selectivo donde las capturas no son proporcionales a la disponibilidad de las presas, pero tampoco a la tasa de retorno energético y/o la prominencia cultural. A pesar de que los aprovechamientos no

sean determinados por estos factores, es presumible que la tasa de encuentro influye en algún grado en la selección de las presas. Por ejemplo, la danta (*Tapirus terrestris*) genera el máximo aporte energético pero su baja tasa de encuentro limita la posibilidad de incluir una mayor proporción de la especie en la dieta. Por lo tanto, dada la baja tasa de encuentro de la especie es poco probable que un cazador rechace otras presas encontradas para procurar el encuentro de una danta, pues el esfuerzo necesario para encontrar un individuo de la especie podría ser muy alto y por lo tanto no sería compensado por su mayor rendimiento.

Para afinar la aproximación del modelo de forrajeo óptimo también es necesario tomar en cuenta las restricciones que enfrentan los cazadores a la hora de tomar la decisión de cacería, ya que la técnica disponible para la captura, la variación estacional en la facilidad de acceso a la presa o algunas restricciones culturales pueden jugar un papel importante en la decisión del cazador.

Aunque en ambas comunidades las técnicas usadas con mayor frecuencia corresponden a la captura manual y la escopeta, existen diferencias en las proporciones de su uso. En Bella Vista la captura manual corresponde a la técnica más usada, representando la tercera parte de las cacerías, seguida de la escopeta usada en la cuarta parte de las faenas; mientras en Puerto Loro la escopeta ocupa el primer lugar en frecuencia de uso, usada en cuatro de cada diez faenas, seguida de la captura manual que solo se emplea en el 11% de las cacerías. El uso de una u otra tecnología de caza influye directamente en los costos de manejo post-encuentro, en la tasa de éxito de las faenas y en el tipo de presas que podrían incluirse en la dieta (Bettinger *et al.* 2015), impactando directamente la composición de la dieta óptima en cada comunidad.

Así, las escopetas permiten al cazador acceder a presas de mayor tamaño disminuyendo el riesgo durante su captura; no solo el riesgo físico del cazador sino también el riesgo de perder la presa, pues cumplen su función de ataque desde la distancia (Kelly 2013). Se ha establecido que el uso de armas de fuego reduce los costos post-encuentro y que en consecuencia la amplitud de dieta se contrae, ya que los cazadores pueden centrarse en presas de gran tamaño y aporte energético (Hawkes *et al.* 1982, Hill & Padwe 2000, Kelly 2013).

Efectivamente en la zona la escopeta corresponde a una de las técnicas de cacería con mayor rendimiento; sin embargo, tiene como limitante los altos costos de inversión, tanto en el arma como en la munición, y la dificultad en la consecución de cartuchos dada la localización geográfica del área y los problemas de acceso desde los grandes centros poblados como Mitú. Esta limitación en la disponibilidad de munición restringe los ataques con escopeta principalmente a las especies de gran tamaño, dedicando gran parte del tiempo a su búsqueda, ya que al disminuir el tiempo de manejo post-encuentro aumenta la probabilidad de que el cazador decida atacar una presa de talla grande, incluso si el encuentro ocurre hacia el final de la faena (Levi *et al.* 2011). En Puerto Loro se usa en mayor proporción la escopeta y se dedica más tiempo a la actividad de caza, lo que se refleja en la captura de un mayor porcentaje de especies de talla grande y una contracción del 12% en la amplitud de dieta.

Sin embargo, dentro de las presas mejor calificadas en la dieta óptima de Puerto Loro también se encuentran pequeñas gallinetas, con pesos promedio inferiores a 1 kg pero que aportan 50 kg de biomasa anual, las cuales en su mayoría son capturadas con trampas tradicionales (77%), de fácil instalación y que minimizan los tiempos de búsqueda y manejo post-encuentro.

Por su parte, en Bella Vista los cazadores disponen de un número menor de escopetas, lo que explica que solo en el 27% de las cacerías se utiliza esta técnica aun cuando corresponde a la de mayor rendimiento. En esta comunidad los cazadores se ven obligados a recurrir a otras técnicas como la captura manual, el machete y los perros, usadas en el 53% de las cacerías exitosas. En particular, la captura manual es una de las técnicas con menor rendimiento ya que se centra en especies con pesos inferiores a 2,5 kg, cuya captura es posible sin el uso de escopeta. Su uso extendido en Bella Vista lleva a la captura de grandes volúmenes de especies con bajas calificaciones en la dieta óptima, como el tintín (*Myoprocta acouchy*) y la guara (*Dasyprocta fuliginosa*).

De forma complementaria, en la zona son utilizados los perros que se encargan de localizar la presa y acorralarla para posteriormente ser capturada manualmente o con machete. Se ha planteado que esta técnica genera una mayor tasa de encuentros para varias especies de presas, pero alarga las faenas de caza ya que los perros pueden pasar tiempo en la persecución de presas no rentables, lo que representa un costo adicional. Sin embargo,

en estudios realizados con indígenas Mayangna y Miskito de la Reserva de Biosfera Bosawas en Nicaragua, se ha demostrado que los perros pueden ser valiosos accesorios de caza, proporcionando tasas de retorno que se comparan favorablemente con las proporcionadas por las armas de fuego modernas (Koster 2008). Aun cuando en Bella Vista la cacería con perro no alcanza los valores de rendimiento de las faenas con escopeta, sí representa una tecnología útil y con rendimientos considerables, particularmente en una comunidad donde las escopetas son escasas.

Entonces, las diferencias en la estructura y composición de las dietas de ambas comunidades, así como el ranking de las presas dentro de la dieta óptima, pueden ser explicadas en parte por la tecnología de caza disponible en Bella Vista y Puerto Loro y el acceso que estas tecnologías dan a los diferentes tipos de presa, correspondiéndose con la propuesta del modelo de inversión tecnológica (Bettinger et al. 2015).

Otra de las limitantes que enfrentan los cazadores corresponde a la variación estacional en la disponibilidad de presas. En este caso, ambas comunidades expanden y contraen su dieta a lo largo del año, coincidiendo con la variación estacional del nivel de las aguas y la precipitación. De acuerdo con la percepción de las comunidades durante la temporada de aguas altas se dificulta el acceso a las presas de cacería (Osorno *et al.* 2014), principalmente por la costumbre de realizar cacerías en la orilla de los caños (Caballar 2002) donde la inundación del rebalse dificulta el acceso. Sin embargo, esta dificultad producto del desborde de los caños no expande, sino que contrae la amplitud de dieta principalmente como consecuencia de la acción subsidiaria de la pesca.

Se ha establecido que existe una influencia recíproca entre las actividades de caza y pesca, de forma que cuando decrece el esfuerzo de cacería se intensifica el esfuerzo invertido en la pesca y viceversa (Endo *et al.* 2016). En la zona del Tiquié se presentan fenómenos de abundancia de recursos pesqueros (subiendas o *piracemos*) que coinciden con los primeros meses de lluvias entre abril y junio, cuando disminuye el esfuerzo de cacería, la biomasa adquirida y la riqueza de especies de fauna aprovechadas.

La teoría de forrajeo óptimo predice que a medida que disminuye la abundancia de recursos, el tiempo de búsqueda aumenta y la amplitud de la dieta aumenta en compensación, incluyendo algunas especies que pueden ser de menor valor para el cazador. Pero si los cazadores exhiben baja elasticidad de demanda, recorrerán distancias

mayores y destinarán más tiempo a la búsqueda de la misma presa (Levi *et al.* 2011, Bettinger *et al.* 2015). Aunque esta afirmación generalmente se ha aplicado a los cambios en las dietas por agotamiento de recursos, en la zona puede validarse para los cambios por disponibilidad y accesibilidad estacional de las especies.

Tal es el caso de los anfibios estacionales, disponibles solamente durante la entrada de lluvias (marzo - abril), los cuales son usados masivamente durante su corto tiempo de disponibilidad, capturándolos con trampas tradicionales que presentan un alto rendimiento a pesar del bajo aporte de estas especies a la dieta. Este uso tradicional se ajusta al calendario ecológico, que divide el año en temporadas siguiendo el paso de las constelaciones y el nivel de las aguas y que determina el uso de los recursos a lo largo del ciclo anual de acuerdo con su disponibilidad, la cual se basa en el conocimiento tradicional de las etnias dispersas en la zona (AATIZOT 2014).

En Bella Vista el uso oportunista de la fauna mencionado con anterioridad, con una cacería determinada por la tasa de encuentro y una selección basada en la prominencia cultural, es el que genera la flexibilidad en la dieta a lo largo del año, donde la pesca y la cacería se subsidian mutuamente e incluso el aprovechamiento de insectos estacionales complementa la dieta.

En Puerto Loro donde parece existir un aprovechamiento selectivo, pero que no está determinado por el aporte energético de las presas o su importancia cultural, los cambios estacionales en las presas y volúmenes de caza parecen estar ligados a decisiones tradicionales bien sea del calendario ecológico o de los sabedores. Por ejemplo, durante septiembre del año evaluado se realizó una fiesta tradicional de abundancia de carne de monte o *Dabucurí* de carne, para la cual se llevó a cabo una cacería de aproximadamente una semana en la que la comunidad buscó presas con gran aporte, pues en la ocasión se comparte el recurso con otras comunidades invitadas (Osorno *et al.* 2014). La realización del *Dabucurí* se ve reflejada en un incremento del esfuerzo, la biomasa capturada y la riqueza de especies aprovechadas.

Finalmente vale la pena mencionar las restricciones tradicionales a las que se enfrentan los cazadores. Dentro de la cultura Tucano oriental existen restricciones culturales en el consumo de algunas especies, particularmente especies grandes, como el caso de la

danta (*Tapirus terrestris*), los venados (*Mazama* spp) y los pecaris (*Tayassu pecari* y *Pecari tajacu*), que son consideradas parientes de las etnias y en algunos casos espíritus de hombres (Reichel-Dolmatoff 1997), lo que puede llevar a una selección negativa de estas presas a pesar de que representen aportes energéticos sustanciales.

La investigación en forrajeo óptimo reconoce que los forrajeadores humanos en algunos casos cosechan tipos de presas no rentables, bien sea para propósitos rituales, por razones distintas al consumo, para aumentar el prestigio (Hill & Padwe 2000), por preferencias basadas en el sabor (Koster *et al.* 2010); sin embargo, existe consenso en que el modelo de elección de presas proporciona una valiosa aproximación a las decisiones reales tomadas por los cazadores (Koster 2008).

Teniendo en cuenta las restricciones que enfrentan los cazadores de las dos comunidades y las relaciones obtenidas entre disponibilidad y uso de fauna se puede afirmar que la teoría de forrajeo óptimo puede explicar en gran medida el aprovechamiento que realizan los cazadores de Bella Vista y Puerto Loro. Las diferencias registradas en la dieta óptima, la composición y estructura del aprovechamiento pueden ser explicadas por las estrategias de cacería usadas por cada comunidad. Las diferencias en las estrategias de cacería de Bella Vista y Puerto Loro buscan incrementar la adquisición de energía mientras minimizan la probabilidad de fallar en la consecución de alimento, ajustándose a las limitaciones tecnológicas, culturales y ecológicas de cada territorio.

La tendencia de toma de decisiones que maximicen la adquisición de energía y la elasticidad en las dietas de ambas comunidades están encaminadas a garantizar su seguridad alimentaria; sin embargo, el modelo de dieta óptima centrado en el forrajeo de fauna, sin incluir recursos complementarios como pesca y productos de la chagra, no puede dar cuenta por si solo de la seguridad alimentaria de las comunidades ni de la sostenibilidad del aprovechamiento de fauna en la zona.

1.6 Conclusiones

Las comunidades estudiadas muestran diferencias claras en la composición y estructura de su aprovechamiento de fauna. Estas diferencias están relacionadas con las estrategias de cacería de cada comunidad y se pueden resumir así:

En Bella Vista la cacería está determinada por la disponibilidad de presas (tasa de encuentro) y la importancia cultural de las especies de fauna (prominencia). Su estrategia de cacería está basada en minimizar la probabilidad de fracaso y por ello aprovechan incluso presas poco rentables. La tecnología disponible en la comunidad (pocas escopetas) restringe el acceso a presas con altos rendimientos, por lo cual la comunidad aprovecha gran cantidad de presas de tallas pequeñas, pero de fácil consecución. La necesidad de maximizar el retorno energético bajo las restricciones de la zona lleva a la comunidad a realizar una mayor proporción de cacerías oportunistas durante la realización de otras actividades.

La estrategia de cacería de Puerto Loro centra su atención en la captura de presas de mayor tamaño y aporte energético, aunque para ello sea necesario invertir un mayor esfuerzo, aprovechando la disponibilidad en la comunidad de tecnologías de caza más eficientes y que generan mayores rendimientos como la escopeta. El aprovechamiento no es explicado por la disponibilidad de las especies, la prominencia cultural o el aporte energético de la presa. Aunque en la comunidad se prefiere el uso de tipos de presas con altos valores en el ranking del modelo de dieta óptima, estacionalmente o por razones tradicionales se usan especies con bajos aportes energéticos pero que se aprovechan con tecnologías de caza con altos rendimientos.

A pesar de las estrategias de cacería contrastantes, ambas comunidades muestran flexibilidad en su dieta a lo largo del año, expandiendo o contrayendo su amplitud de dieta de acuerdo con el nivel de las aguas y la disponibilidad de recursos complementarios.

La teoría de forrajeo óptimo resulta útil como aproximación para el análisis del aprovechamiento de fauna si se tienen en cuenta la gran variedad de restricciones que enfrentan los cazadores.

En general se puede considerar que los cazadores de Bella Vista y Puerto Loro se comportan como forrajeadores óptimos con estrategias de reducción de riesgo.

1.7 Bibliografía

- AATIZOT. 2014. Plan de vida de AATIZOT (Asociación de Autoridades Tradicionales Indígenas de la Zona del Tiquié). Fundación Gaia Amazonas.
- Aguar, J.P.L. 1996. Tabela de composição de alimentos da Amazônia. *Acta Amazonica*, 26:121-126
- Alvard, M.S. 1993. Testing the “ecologically noble savage” hypothesis: Interspecific prey choice by Piro hunters of Amazonian Peru. *Human Ecology*, 21(4): 355-387. doi:10.1007/BF00891140
- Alvard, M.S. 1995. Intraspecific prey choice by Amazonian hunters. *Current Anthropology* 36 (5): 789–818.
- Analytic Technologies Inc. 2003. Visual Anthropac 1.0.1.36. Software for Cultural Domain Analysis: Freelists. Disponible en: <http://www.analytictech.com/>.
- Bedoya, M. 1999. Patrones de cacería en una comunidad indígena Ticuna en la Amazonía colombiana. En: Fang T., O. Montenegro & R. Bodmer (Eds.). *Manejo y conservación de fauna silvestre en América Latina*. Instituto de Ecología. La Paz. Pp. 71-75.
- Bennett, E. & J.G. Robinson. 2000. Hunting for the sustainability: the start of a synthesis. En: Robinson, J.G. & E.L. Bennett (Eds.). 2000. *Hunting for sustainability in tropical forests*. Columbia University Press. New York.
- Bernard, H. R. 2013. *Social Research Methods: Qualitative and Quantitative Approaches*. 2da edición. Sage Publications. Thousand Oaks, California.
- Bettinger, R.L., R. Garvey & S. Tushingham. 2015. *Hunter-Gatherers: Archaeological and Evolutionary Theory*. Interdisciplinary Contributions to Archaeology. Springer. New York. 304 p.
- Borgatti, S.P. 1992. *Anthropac 4.0 methods guide*. Columbia, SC: Analytic Technologies.
- Buckland, S.T, D.R. Anderson, K.P. Burnham & J.L. Laake. 1993. *Distance sampling: estimating abundance of biological populations*. Chapman & Hall, London
- Buckland, S.T., D.R. Anderson, K.P. Burnham, J.L. Laake, D.L. Borchers & L. Thomas. 2001. *Introduction to distance sampling*. Oxford University Press. Oxford.
- Cabalzar, A. 2002. Etnias do rio Uaupés: Os Tukano e os Maku. Disponible en: <http://pib.socioambiental.org/pt/povo/tuyuka/1788>. Acceso: 05/07/2013.
- Cabalzar, A. 2013. Organização socioespacial e predomínios linguísticos no rio Tiquié. En: Epps, P. & K. Stenzel (Eds.). *Upper Rio Negro: cultural and linguistic*

- interaction in Northwestern Amazonia. Museu Nacional, Museu do Índio - FUNAI. Rio de Janeiro. Pp. 129-161.
- Campos-Rozo, C. 1987. Aspectos etnofisiológicos relacionados con la actividad de la caza de los indígenas Ticuna, San Martín de Amacayacu (Amazonas-Colombia). Trabajo de grado para optar al título de Biólogo, Pontificia Universidad Javeriana, Facultad de Ciencias, Carrera de Biología. Bogotá.
- Cronk, L. 1991. Human behavioral ecology. *Annual Review of Anthropology*, 20: 25-53.
- Cruz, D. 2011. Cambio cultural, economía e instituciones: Análisis de la sostenibilidad de la actividad de cacería en la comunidad de La Ceiba, río Inírida (Guainía-Colombia). Trabajo de grado para optar al título de Ecólogo, Pontificia Universidad Javeriana, Facultad de Estudios Ambientales y Rurales, Carrera de Ecología, Bogotá.
- De la Hoz, N. 1998. Caracterización de los patrones de cacería en la comunidad Aduche y el sentamiento de Puerto Santander-Araracuara, Medio Caquetá, Amazonía colombiana. Trabajo de grado para optar al título de Bióloga, Pontificia Universidad Javeriana, Facultad de Ciencias, Carrera de Biología. Bogotá.
- De la Montaña, E. 2013. Cacería de subsistencia de distintos grupos indígenas de la Amazonía Ecuatoriana. *Ecosistemas*, 22 (2): 84-96.
- Endo, W., C.A. Peres & T. Haugaasen. 2016. Flood pulse dynamics affects exploitation of both aquatic and terrestrial prey by Amazonian floodplain settlements. *Biological conservation*, 201: 129-136.
- Epps, P. & K. Stenzel (Eds.). 2013. Upper Rio Negro: cultural and linguistic interaction in Northwestern Amazonia. Museu Nacional, Museu do Índio - FUNAI. Rio de Janeiro.
- Fioranelli, S.A., A.C. Bernardis, N.N. Barboza, N.B. Mussart & J.A. Coppo. 2004. Efecto de diferentes dietas sobre composición química de la carne de rana toro (*Rana catesbeiana*). Comunicaciones científicas y tecnológicas 2004. Universidad Nacional del Nordeste.
- García, E. 2005. Propuesta de manejo de fauna silvestre con las comunidades indígenas del bajo río Apaporis y bajo río Caquetá, Amazonia colombiana. Trabajo de grado para optar al título de Ecólogo, Pontificia Universidad Javeriana, Facultad de Estudios Ambientales y Rurales, Carrera de Ecología, Bogotá.
- Guisande, C., A. Vaamonde & A. Barreiro. 2014. RWizard Software. <http://www.ipez.es/RWizard>. University of Vigo. Spain
- González, J., T. Vanegas, F. Valencia, & I. Valencia. 2010. Investigación participativa sobre la actividad de cacería de subsistencia. En: Cabalzar. A. (Ed.). Manejo do

- mundo: Conhecimentos e práticas dos povos indígenas do Rio negro, Noroeste Amazônico. ISA - Instituto SocioAmbiental & FOIRN - Federação das Organizações Indígenas do Rio Negro. São Paulo. Pp.104-113.
- Guzmán, J. 2005. Actividad de cacería y percepciones de la fauna en la comunidad de Punta Pava, Reserva Nacional Natural Puinawai, Guainía, Colombia. Trabajo de grado para optar al título de Ecólogo, Pontificia Universidad Javeriana, Facultad de Estudios Ambientales y Rurales, Carrera de Ecología, Bogotá.
- Hames, R.B. & W.T. Vickers. 1982. Optimal diet breadth theory as a model to explain variability in Amazonian hunting. *American Ethnologist* (9): 358-379.
<http://dx.doi.org/10.1525/ae.1982.9.2.02a00090>
- Hawkes K, H., Hill & J.F. O'Connell. 1982. Why hunters gather: optimal foraging and the Ache of eastern Paraguay. *American Ethnologist* 9:379-98.
- Hernández-Camacho J., A. Hurtado, R. Ortiz & T. Walschburger. 1992. Unidades biogeográficas de Colombia. En: Halffter, G. (Comp.). La diversidad biológica de Iberoamérica I. *Acta Zoológica Mexicana Vol. Especial. Programa Iberoamericano de Ciencia y Tecnología para el Desarrollo CYTED*. Pp. 105-135.
- Hill, K. J. Padwe. 2000. Sustainability of Ache' hunting in the Mbaracayu Reserve, Paraguay. En: Robinson, J.G & E. L. Bennett (Eds.) *Hunting for sustainability in tropical forests*. Columbia University Press. New York. Pp. 79–105.
- ICBF. 2015. Tabla de composición de alimentos colombianos (TCAC). Instituto Colombiano de Bienestar Familiar – Universidad Nacional de Colombia. Contrato 1096 de 2015.
- Jerozolinski, A. & C.A. Peres. 2003. Bringing home the biggest bacon: a cross-site analysis of the structure of hunter-kill profiles in Neotropical forests. *Biological Conservation*, 111: 415–425.
- Kelly, R. 2013. Foraging and subsistence. En: *The lifeways of hunter-gatherers: The foraging spectrum*. Cambridge University press. Cambridge. Pp: 40-76.
- Kelly, R. 2013. Technology. En: *The lifeways of hunter-gatherers: The foraging spectrum*. Cambridge University press. Cambridge. Pp: 114-136.
- Koster, J. M. 2008. Hunting with dogs in Nicaragua: an optimal foraging approach. *Current Anthropology* 49: 935–944.
- Koster. J.M., J.J. Hodgen, M.D. Venegas & T.J. Copeland. 2010. Is Meat Flavor a Factor in Hunters' Prey Choice Decisions? *Hum Nat*. 21: 219-242. 10.1007/s12110-010-9093-1.
- Levi, T., G.H. Shepard, J. Ohi-Schacherer, C.A. Peres & D.W. Yu. 2009. Modelling the long-term sustainability of indigenous hunting in Manu National Park, Peru:

- landscape-scale management implications for Amazonia. *Journal of applied ecology*, 46: 804-814.
- Levi, T., G.H. Shepard, J. Ohi-Schacherer, C.C. Wilmsers, C.A. Peres & D.W. Yu. 2011. Spatial tools for modeling the sustainability of subsistence hunting in tropical forests. *Ecological Applications* 21:1802–1818.
- Levi, T., F. Lu, D. Yu & M. Mangel. 2011. The behaviour and diet breadth of Central-Place foragers: An application to human hunters and neotropical game management. *Evolutionary Ecology Research* 13: 171–185.
- Maldonado, A. 2010. The impact of subsistence hunting by Tikunas on game species in Amacayacu National Park, Colombian Amazon. Thesis submitted in partial fulfillment of the requirements of the award of Doctor of Philosophy, Oxford Brookes University, Department of Anthropology and Geography.
- Mena, P., J. Stallings, J. Regalado & R. Cueva. 2000. The sustainability of current hunting practices by the Huaorani. En: Robinson, J.G. & E.L. Bennett (Eds.). *Hunting for sustainability in tropical forests*. Columbia University Press. New York. Pp. 57-78.
- Mendoza, A. 2004. Seguimiento y monitoreo participativo de la actividad de cacería en la región de Puerto Nariño, Amazonas - Colombia. Trabajo de grado para optar al título de Biólogo. Universidad Nacional de Colombia, Facultad de Ciencias, Departamento de Biología. Bogotá.
- Mithen, S.J. 1989. Modeling hunter-gatherer decision making: complementing optimal foraging theory. *Human ecology*, 17 (1): 59-83.
- Morán, E.F. 1997. *La ecología humana en los pueblos de la amazonia*. Fondo de Cultura Económica. Madrid.
- Osorno, M., N. Atuesta-Dimian, L.F. Jaramillo, S. Sua, A. Barona y N. Roncancio. 2014. La despensa del Tiquié: Diagnóstico y manejo comunitario de la fauna de consumo en la Guayana colombiana. Instituto Amazónico de Investigaciones Científicas "SINCHI". Bogotá, D.C.
- Plata, A. 2012. Importancia de la fauna silvestre en la etnia Sikuani, comunidad de Cumarianae, selva de Matavén, Vichada, Colombia. *Colombia Cátedra Ambiental Ciudadana, una multiconstrucción para la Universidad Colombiana*, 1 (1): 1-21.
- Politis, G. & J. Rodríguez. 1994. Algunos aspectos de la subsistencia de los Nukak de la Amazonía colombiana. *Colombia Amazónica*, 7(1-2): 169-207.
- Politis, G., G. Martinez & J. Rodríguez. 1997. Caza, recolección y pesca como estrategia de explotación de recursos en forestas tropicales lluviosas: los Nukak de la amazonia colombiana. *Revista Española de Antropología Americana*, 27: 167–197.

- Puertas, P.E., R.E. Bodmer, M. Antúnez & A. Calle. 2003. Consideraciones metodológicas para el desarrollo de planes de manejo con comunidades rurales del nororiente peruano. En: Campos-Rozo, C. & A. Ulloa (Eds.). Fauna socializada. Tendencias del manejo participativo de la fauna en América Latina. Fundación Natura, MacArthur Foundation, Instituto Colombiano de Antropología e Historia. Bogotá, Colombia. Pp. 97-116
- Reichel-Dolmatoff, G. 1997. Chamanes de la selva pluvial: Ensayos sobre los indios Tukano del Noroeste Amazónico. Themis Books, London.
- Robinson, J.G. & K.H. Redford. 1997. Cosecha sostenible de mamíferos forestales neotropicales. En: Robinson, J.G., K.H. Redford, J.E. Rabinovich (Eds.). Uso y conservación de la vida silvestre Neotropical. Sección de obras de ciencia y tecnología. Fondo de Cultura Económica. México. Pp. 485-501.
- Rode, C., L. Cosmides, W. Hell & J. Tooby. 1999. When and why do people avoid unknown probabilities in decisions under uncertainty? Testing some predictions from optimal foraging theory. *Cognition* 72: 269-304
- Rodríguez, C. & M. Van der Hammen. 2003. Manejo indígena de la fauna en el medio y bajo río Caquetá (Amazonia colombiana). Tradición, transformaciones y desafíos para su uso sostenible. En: Polanco-Ochoa, R. (Ed.). Manejo de fauna silvestre en Amazonía y Latinoamérica. Selección de trabajos V Congreso Internacional. Cites, Fundación Natura. Bogotá. Pp. 325-337
- Rowcliffe, J.M., J. Field, S.T. Turvey & C. Carbone. 2008. Estimating animal density using camera traps without the need for individual recognition. *Journal of Applied Ecology*, 45: 1228–1236.
- Rudas, A. 2009. Unidades ecogeográficas y su relación con la diversidad vegetal de la amazonia colombiana. Trabajo de grado para optar al título de Doctor en Ciencias – Biología. Universidad Nacional de Colombia, Facultad de Ciencias, Departamento de Biología.
- Sarmiento, A. 1998. Composición y distribución de fauna silvestre utilizada para cacería en la comunidad indígena Andoque y el asentamiento de Puerto Santander-Araracuara, medio Río Caquetá – Amazonía colombiana. Trabajo de grado para optar al título de Biólogo. Pontificia Universidad Javeriana, Facultad de Ciencias, Carrera Biología. Bogotá.
- Sotomayor, H.A., D. Mahecha, C.E. Franky, G. Cabrera & M.L. Torres. 1998. La nutrición de los Nukak. Una sociedad amazónica en proceso de contacto. *Maguare*, 13: 117-142.
- Tafur, M. P. 2010. Evaluación de la sostenibilidad de la cacería de mamíferos en la comunidad de Zancudo, Reserva Nacional Natural Puinawai, Guainía-Colombia.

Tesis para optar al título de Magister en Ciencias-Biología, Universidad Nacional de Colombia, Facultad Ciencias, Departamento de Biología, Bogotá.

- Thomas, L., S.T. Buckland, E.A. Rexstad, J.L. Laake, S. Strindberg, S.L. Hedley, J.R.B. Bishop, T.A. Marques & K.P. Burnham. 2010. Distance software: design and analysis of distance sampling surveys for estimating population size. *Journal of Applied Ecology*, 47: 5–14.
- Townsend, W.R. & D.I. Rumiz. 2004. Reflexiones sobre la posibilidad de manejo de fauna silvestre en las tierras bajas de Bolivia: Experiencias comunitarias. *Revista Boliviana de Ecología y Conservación Ambiental*, 16: 61-72.
- Townsend, W.R. 1996. Nyao itõ: Caza y pesca de los Sirionó. Instituto de Ecología, Universidad Mayor de San Andrés, FUND-ECO. La Paz.
- Townsend, W.R. 2003. La investigación participativa y su utilidad para el manejo de la fauna silvestre en Bolivia. En: Campos-Rozo, C. & A. Ulloa (Eds.). *Fauna socializada: Tendencias del manejo participativo de la fauna en América Latina*. Fundación Natura, MacArthur Foundation & Instituto Colombiano de Antropología e Historia. Bogotá. Pp. 117-129.
- Trespalcios-González, O.L.; J. Castiblanco-Alarcón & Grupo de Cazadores de El Valle. 2003. Grupo de cazadores de la comunidad negra de El Valle: hacia la construcción de una estrategia local de manejo de fauna silvestre en la cuenca del río Valle, Chocó, Colombia. En: Campos-Rozo, C. & A. Ulloa (Eds.). *Fauna socializada: Tendencias del manejo participativo de la fauna en América Latina*. Fundación Natura, MacArthur Foundation & Instituto Colombiano de Antropología e Historia. Bogotá. Pp. 63-78.
- Usma-Oviedo, M., S. Usma, B. Arias, Comunidad Indígena Tío Silirio. 2009. *Plantas y Animales Silvestres aprovechadas por la comunidad Tío Silirio*. Publicación WWF, Ecofondo, Cabildo Indígena Tío Silirio, Embajada Países Bajos. Santiago de Cali.
- Vanegas, M. 2006. Caracterización de la cacería y su importancia en la seguridad alimentaria familiar de una comunidad indígena Piaroa en el resguardo unificado selva de Matavén, Vichada, Colombia. Trabajo de grado para optar al título de Ecólogo, Pontificia Universidad Javeriana, Facultad de Estudios Ambientales y Rurales, Carrera de Ecología, Bogotá.
- Vickers, W.T. 1991. Hunting yields and game composition over ten years in an Amazonian village. En: Robinson, J.G. & K.H. Redford (Eds.). *Neotropical wildlife use and conservation*. University of Chicago Press. Chicago. Pp. 53-81.
- Winterhalder, B.P. 1981. Optimal foraging strategies and hunter-gatherer research in anthropology: theories and models. Pp: 3–35. En: Winterhalder B, Smith EA, eds. *Hunter-gatherer foraging strategies*. Chicago: University of Chicago.

- Winterhalder B & F. Lu. 1997. A forager-resource population ecology model and implications of indigenous conservation. *Conservation Biology* 11:1354–1364.
- Yara, A.C. 2014. Estimación de las principales especies de cacería del río Tiquié, a partir de la revisión documental de sus rasgos de historia de vida. Informe final pasantía Instituto SINCHI. En el marco del proyecto: “Diagnóstico participativo de la fauna de cacería con las comunidades de Bella Vista, Puerto Loro y Trinidad, territorio de AATIZOT, en el río Tiquié, como herramienta para tomar decisiones de manejo en favor de la sostenibilidad de la fauna silvestre con valor de uso. Instituto SINCHI. Bogotá.
- Ydenberg, R.C., J.S. Brown & D.W. Stephens. 2007. Foraging: An Overview. Pp: 1-28 En: D.W. Stephens, J.S. Brown & R.C. Ydenberg (Eds.). *Foraging: behavior and ecology*. The University of Chicago Press. Chicago.
- Zapata-Ríos, G. & J.P. Jorgenson. 2003. La utilización del autoregistro en los estudios de cacería de subsistencia: el ejemplo de los Shuar del suroriente del Ecuador. En: Campos-Rozo, C. & A. Ulloa (Eds.). *Fauna socializada: Tendencias del manejo participativo de la fauna en América Latina*. Fundación Natura, MacArthur Foundation & Instituto Colombiano de Antropología e Historia. Bogotá. Pp 131-143.
- Zapata-Ríos, G. 2001. Sustentabilidad de la cacería de subsistencia: el caso de cuatro comunidades quichuas en la Amazonía nororiental ecuatoriana. *Mastozoología Neotropical*, 8 (1): 59–66.
- Zapata-Ríos, G., C. Urgilés & E. Suárez. 2009. Mammal hunting by the Shuar of the Ecuadorian Amazon: is it sustainable? *Oryx*, 10 (14): 1-11.

2. Modelamiento de sostenibilidad de la cacería de subsistencia en dos comunidades indígenas del sector guayanés de la Amazonia colombiana: interacción de factores bióticos y socioculturales

2.1 Resumen

Se ha sugerido que la sostenibilidad de la cacería debe evaluarse desde un punto de vista más integral. Para una aproximación de este tipo es posible partir de la teoría de sistemas complejos, lo que permitiría entender realmente el funcionamiento del sistema de cacería de subsistencia y en particular las interacciones de los factores y variables involucradas en la sostenibilidad. Con base en la teoría de forrajeo óptimo y el modelo de reducción de riesgo se desarrolló un modelo de simulación de la cacería de subsistencia la cual había sido evaluada en dos comunidades indígenas del Vaupés en Colombia. El modelo incluye, además de la fauna cosechada, los aportes de otros ítems alimenticios como la pesca, la chagra y la recolección de insectos. De esta forma se buscó evaluar no solo el mantenimiento de las poblaciones aprovechadas sino también la seguridad alimentaria de las comunidades. Se realizó un análisis de seguimiento causal y de bucles para entender las relaciones de los factores involucrados en el funcionamiento del sistema. El modelo teórico elaborado reflejó el comportamiento real del sistema. Las simulaciones mostraron que el tamaño de las poblaciones humanas y la disponibilidad de escopetas determinan la sostenibilidad del aprovechamiento de fauna. También se simuló una cosecha ajustada al calendario ecológico tradicional, la cual mostró que este manejo resulta efectivo para el mantenimiento de las poblaciones de fauna, pero también de las poblaciones humanas. El modelo de

desarrollado puede ser usado para evaluar la sostenibilidad de la cacería en sectores similares, partiendo de algunos datos básicos como esfuerzo de cacería, disponibilidad de tecnología y consumo diario de alimentos. Adicionalmente se espera que sirva a las comunidades para evaluar las consecuencias de posibles intervenciones en la zona.

Palabras clave: sistemas complejos, manejo tradicional de fauna, forrajeo óptimo, modelo de reducción de riesgo, Vaupés, vulnerabilidad, intervención

2.2 Introducción

La cacería de subsistencia es crucial para garantizar la seguridad alimentaria de gran cantidad de habitantes rurales, especialmente en áreas remotas como la Amazonia donde se ha estimado la extracción anual de 1,3 millones de toneladas de fauna silvestre para consumo, representando más del 20% de la proteína animal ingerida por varios grupos indígenas de la región (Rushton et al. 2005; Nasi et al. 2011). En la Amazonia colombiana, la cacería de subsistencia representa para los grupos indígenas una fuente importante de proteína que aporta en promedio 78,7 g/persona*día, superando los requerimientos diarios de 56,25 g/persona*día y 75 g/persona*día para mujeres y hombres adultos, respectivamente (Ministerio de Salud & Instituto Colombiano de Bienestar Familiar 1999; Vargas Tovar 2012).

Para lograr la seguridad alimentaria es importante garantizar la oferta de los recursos de los que dependen estas comunidades, pero también que los grupos humanos tengan acceso permanente a dichos recursos de manera suficiente para cubrir sus necesidades nutricionales y sus preferencias alimentarias. En este sentido, la seguridad alimentaria recae sobre cuatro pilares principales que corresponden a la disponibilidad, el acceso, la utilización y la estabilidad (Organización de las Naciones Unidas para la Agricultura y la Alimentación 1996; Pinstup-Andersen 2009; Cawthorn & Hoffman 2015). Este último pilar pretende mantener la posibilidad de cubrir los requerimientos nutricionales a largo plazo, manteniendo la posibilidad de satisfacer las necesidades y las aspiraciones de las generaciones actuales y futuras, lo que se relaciona directamente con la sostenibilidad del uso del recurso (Naciones Unidas 1992).

Es conocido que una estrecha dependencia de recursos locales como la fauna silvestre puede llevar a su sobreexplotación, generando disminuciones poblacionales e incluso extinciones locales de fauna, lo que conlleva a cambios en los ecosistemas a la vez que impacta a las poblaciones humanas que dependen del recurso para su sustento (Redford 1992; Bodmer et al. 1997; Peres 2000; Robinson & Bennett 2004; Peres & Palacios 2007; Golden et al. 2011; Nasi et al. 2011; Peres et al. 2016; Benítez-López et al. 2017).

Por ello, la evaluación de la sostenibilidad de la cacería de subsistencia resulta fundamental para proponer medidas de manejo local que garanticen la oferta permanente de la fauna de consumo. Sin embargo, para evaluar la sostenibilidad del uso de fauna silvestre generalmente se han empleado índices estáticos (Robinson & Redford 1991; Milner-Gulland & Akcakaya 2001; Sutherland 2001; Bodmer 2003; Bodmer & Robinson 2004), sin tomar en cuenta que la sostenibilidad recae en el balance entre los sistemas ecológico y social (Holling 2001; Ling & Milner-Gulland 2006; Ostrom 2009).

En sí mismos, tanto el sistema ecológico como el social son complejos y al mismo tiempo, muchos de los problemas respecto a recursos y medio ambiente involucran la complejidad adicional de las interacciones entre el sistema natural y el social (Berkes et al. 2003). Así, un sistema hombre-naturaleza, como la cacería, es dinámico y su sostenibilidad es un proceso donde el sistema es capaz de mantenerse y ajustarse a los disturbios, lo que en términos biológicos corresponde a la resistencia (estabilidad) y resiliencia del sistema (Milner-Gulland & Rowcliffe 2007), propiedades características de los sistemas complejos (Holling 1973).

Aunque la sostenibilidad de la cacería se ha evaluado durante muchos años en varios sectores de la Amazonia, solo recientemente se ha abordado desde la perspectiva de los sistemas complejos, lo que permite incluir las influencias del sistema social sobre el aprovechamiento (Levi et al. 2009, 2011; Lu 2010; Iwamura et al. 2014, 2016; Martínez Salas 2014; De La Montaña et al. 2015b; Shaffer et al. 2017a, 2017c). Así mismo, este enfoque permite reconocer que el mismo sistema ecológico es complejo y la seguridad alimentaria de las comunidades recae no solo en el uso de unas pocas especies de fauna de cacería, sino en el uso de gran cantidad de especies, la rotación de presas dentro del

sistema de cacería y de su combinación con el aporte de la pesca, la chagra y la recolección (Winterhalder & Lu 1997; Rowcliffe et al. 2003; Sirén et al. 2004).

Al nororiente de la Amazonia colombiana, en la zona del río Tiquié (Vaupés), las comunidades indígenas dependen principalmente de los recursos presentes en sus territorios para garantizar su seguridad alimentaria, por lo cual las evaluaciones de sostenibilidad del aprovechamiento resultan relevantes para establecer manejos que aseguren la disponibilidad y permanencia de la oferta de estos recursos. En dos de estas comunidades se realizó un seguimiento del aprovechamiento de la fauna de cacería, así como del consumo de otros elementos importantes dentro del sistema de subsistencia. Sin embargo, aunque se estableció individualmente la sostenibilidad del aprovechamiento de algunas especies de fauna se desconoce la sostenibilidad del sistema de subsistencia en general.

No obstante, de acuerdo con la percepción de las comunidades y con el uso histórico de estos recursos, se infiere que a nivel global el sistema de cacería y recolección de fauna es sostenible. Se presume que esta sostenibilidad es producto del aprovechamiento de una gran diversidad de especies, así como del estado de conservación de los ecosistemas presentes en la zona, el tamaño de las comunidades humanas y el manejo que estas comunidades hacen de la actividad de cacería (Osorno Muñoz et al. 2014).

Dado que en la zona del río Tiquié u otras áreas de aguas negras de la Amazonia no se cuenta con evaluaciones integrales de la cacería de subsistencia, que incluyan factores sociales y culturales, más allá de factores bióticos de oferta y demanda de recursos, se ignora el peso y la influencia de estos factores en la sostenibilidad del aprovechamiento de fauna.

Por ello, en este trabajo se buscó responder a las siguientes preguntas de investigación:

- 1) ¿Cuáles son los factores bióticos y socioculturales que determinan la sostenibilidad de la cacería de subsistencia en dos comunidades indígenas del sector guayanés de la Amazonia colombiana?, 2) ¿cuáles las interrelaciones existentes entre estos factores que conducen a la sostenibilidad del sistema de cacería de subsistencia? y 3) ¿cuál es la vulnerabilidad y cómo se afecta la sostenibilidad del sistema de cacería por intervenciones producto de iniciativas de desarrollo?

La aproximación para responder a estas preguntas es el modelamiento del sistema de subsistencia y la simulación de diferentes escenarios.

2.3 Métodos

2.3.1 Área de estudio

El estudio se realizó en la cuenca alta del río Tiquié, al oriente del departamento del Vaupés, muy cerca de la frontera con Brasil. Se trabajó en los territorios de las comunidades de Bella Vista (0°16'33.5" N, 70°07'27.5" W), localizada sobre el caño Abiyú y Puerto Loro (0°17'21.5" N, 70°13'48.6" W), ubicada sobre el caño Macucú (Figura 2-1), ambos afluentes del río Tiquié, que forman parte de la cuenca alta del río Negro (Caballar 2013).

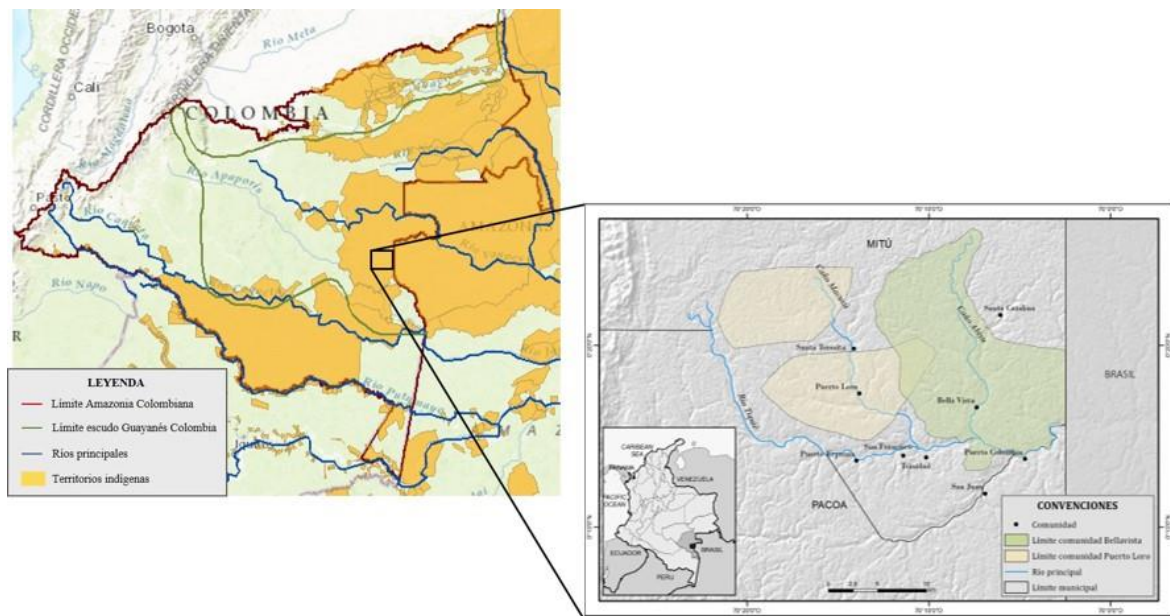
El área se localiza sobre afloramientos del escudo Guayanés en Colombia y se caracteriza por una temperatura media anual de 25.4-26.3 °C y una precipitación de régimen monomodal con valores medios anuales entre 3234 y 3667 mm (Rudas 2009). La geología de la zona aunado con la alta precipitación producen suelos pobres en nutrientes que son bañados por drenajes de aguas negras, lo que genera baja productividad en los bosques y otras coberturas vegetales de la zona (Morán 1997).

Los bosques (llamados localmente monte bravo) se encuentran bien conservados y solo presentan algunas intervenciones puntuales destinadas a las áreas de cultivo (chagras) y localizadas cerca de los núcleos poblacionales de las comunidades. Estas chagras generalmente son abandonadas después de algunos años de producción lo que genera rastrojos en distintas etapas de sucesión, localizados generalmente a menos de 6 km del centro poblado (Osorno Muñoz et al. 2014).

La comunidad de Bella Vista está conformada por 36 familias principalmente de la etnia Tuyuca que corresponden a 179 habitantes y cuenta con un territorio de 260,17 km²; mientras que la comunidad de Puerto Loro está conformada por 10 familias que corresponden a 57 habitantes, mayormente pertenecientes a la etnia Bará, y cuenta con un territorio de 202,41 km². En ambas comunidades la población es fluctuante y disminuye

durante varios meses del año, ya que los niños estudian en el internado localizado en Trinidad, donde permanecen de lunes a viernes durante todo el año escolar. De acuerdo con los grupos étnicos localizados en la zona, las comunidades representan una forma relativamente reciente de asentamiento, pues antiguamente no residían en un solo lugar por tanto tiempo y tampoco vivían en grupos tan numerosos. (Asociación de Autoridades Tradicionales Indígenas de la Zona del río Tiquié 2014; Osorno Muñoz et al. 2014)

Figura 2-1: Área de estudio. Localización de las comunidades de Bella Vista de Abiyú y Puerto Loro de Macucú.



2.3.2 Construcción del modelo

El modelo de simulación se construyó en el programa Vensim 7.1, con base en los resultados de la evaluación de las estrategias de forrajeo en la cacería de subsistencia de las dos comunidades indígenas (Capítulo 1) y partiendo de los datos recabados dentro del proyecto “Diagnóstico, evaluación y manejo comunitario de la fauna silvestre en la zona del río Tiquié, departamento del Vaupés, Amazonia colombiana”, financiado por Colciencias y desarrollado por el Instituto Sinchi entre 2013 y 2014. La estructura del modelo se sustenta en la teoría de forrajeo óptimo, pues se determinó que esta aproximación puede explicar en gran medida el aprovechamiento de la fauna que realizan los cazadores de Bella Vista y Puerto Loro (Capítulo 1).

En este trabajo se evaluó el papel de toda la fauna aprovechada, incluyendo aquella considerada habitualmente como cacería (mamíferos, aves y reptiles) obtenida en faenas planeadas o de forma oportunista (Bennett & Robinson 2000). El modelo también incluye animales como anfibios e insectos que pueden resultar importantes para la subsistencia de comunidades localizadas en áreas de baja productividad (Osorno Muñoz et al. 2014).

El modelo se limitó en el tiempo a 15 años, con intervalos de cálculo de un mes para un total de 180 meses de simulación. Espacialmente el modelo se limitó a los territorios de las comunidades de Bella Vista (260,17 km²) y Puerto Loro (202,41 km²). Sin embargo, conociendo algunos valores iniciales (tamaño poblaciones humanas, aportes de pesca, chagra e insectos, esfuerzo de cacería, área del territorio) es posible usar este modelo para otras comunidades de la zona del Tiquié.

Para su construcción el modelo se dividió en cinco módulos, que permiten configurar detalladamente los procesos dentro del sistema. El primer módulo corresponde a la dinámica de las poblaciones de fauna aprovechada; el segundo se enfoca en el proceso de decisión de los cazadores para perseguir y atacar una presa potencial; el tercero modela la cosecha de fauna bajo diferentes limitantes; el cuarto modela los aportes al sistema de subsistencia de la chagra, la recolección y la pesca; y el quinto modulo evalúa la seguridad alimentaria de la comunidad.

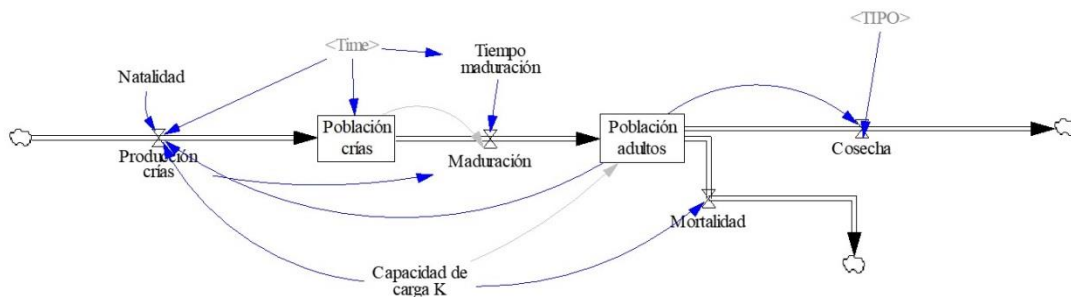
- Dinámica de poblaciones de fauna

En este módulo se modela la dinámica de las poblaciones de especies de fauna aprovechadas, con el incremento del tamaño poblacional determinado por la producción de crías y la maduración de juveniles. Por su parte, la disminución de las poblaciones está determinada por la cosecha y una mortalidad natural como consecuencia de alcanzar la capacidad de carga (Figura 2-2).

La natalidad está determinada por el número de crías producidas anualmente por cada hembra (posturas o partos anuales* número de crías por evento), la proporción de hembras en la población y la proporción de hembras activas reproductivamente. Se estableció que

la reproducción ocurre únicamente una vez al año y está limitada por la capacidad de carga.

Figura 2-2: Modelo básico de dinámica poblacional para cada tipo de presa.



Todos los nuevos individuos producidos permanecen en la población de crías hasta alcanzar la madurez sexual, la cual está determinada por el tiempo de maduración. Una vez alcanzada la edad de maduración estos individuos ingresan a la población de adultos y quedan disponibles para su cosecha. Nuevamente el crecimiento de la población de adultos está limitado por la capacidad de carga (K), por lo cual la proporción de individuos que sobrepase K serán eliminados de la población vía mortalidad natural.

Aunque en las dos comunidades estudiadas se aprovechan 61 especies de fauna, para facilitar la modelación y con base en la teoría de forrajeo óptimo, éstas se agruparon en 15 tipos de presas. Estos grupos se establecieron de acuerdo con características compartidas entre las especies, tanto en las estrategias de aprovechamiento y tamaño corporal de las presas, como en parámetros poblacionales tales como densidades, edad de maduración de la especie y número de crías por evento reproductivo (Tabla 2-1).

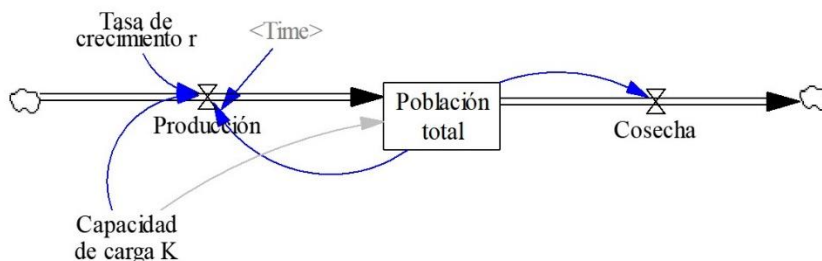
Para las poblaciones de anfibios (AnP y AnE), así como para las de especies ocasionales se realizaron variaciones al modelo básico ya que se desconoce su tiempo de maduración, pero se cuenta con valores de r o tasa intrínseca de crecimiento poblacional (Figura 2-3). Para el caso particular de las especies ocasionales el valor de r se asumió como el valor de cosecha, con el fin de mantener constante el stock de presas ocasionales.

Tabla 2-1: Grupos de especies incluidos en el módulo de poblaciones de fauna.

Grupo	Descripción	Especies incluidas
Gallinetas (G)	Incluye todas las especies registradas de la familia Tinamidae, que no presentan diferencias para los cazadores. Tienen un peso promedio de 750 g.	<i>Crypturellus obsoletus</i> , <i>C. cinereus</i> , <i>C. duidae</i> , <i>C. soui</i> , <i>C. undulatus</i> , <i>Tinamus guttatus</i> y <i>T. major</i>
Pavas y Paujiles (PyP)	Incluye todas las especies registradas de la familia Cracidae, con un peso promedio de 1,4 kg	<i>Mitu tomentosum</i> , <i>Nothocrax urumutum</i> , <i>Ortalis guttata</i> y <i>Penelope jacquacu</i>
Roedores grandes (RG)	Incluye únicamente a la lapa, <i>Cuniculus paca</i> , especie muy apreciada entre los cazadores, con un peso promedio de 6 kg	<i>Cuniculus paca</i>
Roedores pequeños (Rp)	Incluye los roedores de la familia Dasyproctidae, con un peso promedio de 2,8 kg	<i>Dasyprocta fuliginosa</i> y <i>Myoprocta acouchy</i>
Primates grandes (PG)	Incluye dos especies de primates de la familia Atelidae y la especie de mayor tamaño de la familia Cebidae, con un peso promedio de 5 kg	<i>Alouatta seniculus</i> , <i>Lagothrix lagotricha</i> y <i>Sapajus apella</i>
Primates pequeños (Ppq)	Incluye tres especies de primates, con un peso promedio de 1,1 kg	<i>Saguinus inustus</i> , <i>Saimiri sciureus</i> y <i>Callicebus lugens</i>
Danta (Dnt)	Incluye únicamente a la danta, <i>Tapirus terrestris</i> , con un peso utilizable promedio de 109 kg. Sobre la especie existen restricciones culturales de uso.	<i>Tapirus terrestris</i>
Venados (Vnd)	Incluye dos especies de venados del género <i>Mazama</i> , con un peso promedio de 36 kg. Estas especies tienen restricciones culturales de uso.	<i>Mazama americana</i> y <i>M. gouazoubira</i>
Cajuche (Cjch)	Incluye a la especie de Tayassuidae más grande con un peso promedio de 45 kg. Tienen grandes áreas de acción por donde se mueven a lo largo del año en busca de recursos.	<i>Tayassu pecari</i>
Cerrillo (CrlI)	Incluye la especie más pequeña de Tayassuidae con un peso promedio de 19,4 kg. Conforman grupos más pequeños y presentan áreas de acción menores al cajuche.	<i>Pecari tajacu</i>
Anfibios permanentes (AnP)	Incluye tres especies de anfibios que pueden encontrarse durante todo el año en las orillas de los caños. Tienen un peso promedio de 150 g.	<i>Leptodactylus pentadactylus</i> , <i>L. riveroi</i> e <i>Hypsiboas wavrini</i>
Anfibios estacionales (AnE)	Incluye tres especies de anfibios del género <i>Osteocephalus</i> que se encuentran en grandes congregaciones durante la entrada de las lluvias. Presentan un peso promedio de 32 g.	<i>Osteocephalus cabrerai</i> , <i>O. taurinus</i> y <i>O. yasuni</i>
Reptiles: Cocodrilianos (RtlC)	Incluye dos especies de cachirres del género <i>Paleosuchus</i> , con un peso promedio de 2,4 kg	<i>Paleosuchus palpebrosus</i> y <i>P. trigonatus</i>
Reptiles: Tortugas (RtlT)	Incluye cuatro especies de tortugas de la familia Chelidae, aprovechadas con anzuelo durante las faenas de pesca, con un peso promedio de 700 g.	<i>Mesoclemmys gibba</i> , <i>M. raniceps</i> , <i>Phrynops geoffroanus</i> y <i>Rhinemys rufipes</i>
Especies ocasionales (Ocs)	Incluye 18 especies aprovechadas ocasionalmente (menos de 20 presas al año), principalmente aves pequeñas, con pesos promedio de 1,2 kg.	Aves: <i>Amazona farinosa</i> , <i>A. ochrocephala</i> , <i>Cairina moschata</i> , <i>Geotrygon montana</i> , <i>Heliornis fulica</i> , <i>Mesembrinibis cayennensis</i> , <i>Neomorphus pucheranii</i> , <i>Odontophorus gujanensis</i> , <i>Pionus menstruus</i> , <i>Psophia crepitans</i> , <i>Pyrrhura melanura</i> , <i>Ramphastos tucanus</i> ; Mamíferos: <i>Choleopus didactylus</i> , <i>Dasyurus novemcinctus</i> , <i>Eira barbara</i> , <i>Nasua nasua</i> ,

Grupo	Descripción	Especies incluidas
		<i>Tamadua tetradactyla</i> ; Reptiles: <i>Tupinambis teguixin</i>

Figura 2-3: Modificación del modelo básico de dinámica poblacional para las poblaciones de anfibios y especies ocasionales



Para la construcción del módulo se partió del supuesto de ausencia de migración de fauna desde y hacia los territorios evaluados, por lo cual el incremento poblacional está dado exclusivamente por la reproducción de las poblaciones. En cuanto a la mortalidad se partió del supuesto de que ésta solo ocurre en la población de adultos y es consecuencia de que la población total alcance la capacidad de carga, no se incluye mortalidad por otros factores. Para las tortugas (RtIT) se incluyó una constante de supervivencia de crías ya que las especies del grupo presentan una alta tasa de natalidad pero una baja supervivencia de crías y juveniles, en especial teniendo en cuenta el largo periodo de tiempo en estas categorías de edad hasta alcanzar la madurez sexual.

Los valores usados para cada variable en la modelación de la dinámica poblacional de fauna aprovechada se presentan en el Anexo A, acompañados de sus fuentes de información.

- Proceso de decisión de aprovechamiento

El proceso de decisión de aprovechamiento por parte de los cazadores corresponde a una aproximación basada en la teoría de forrajeo óptimo - OFT- (amplitud de dieta), es decir con una selección de acuerdo con la energía obtenida por cada tipo de presa, pero sin desconocer las limitaciones a las que se enfrentan los cazadores como el tiempo de búsqueda limitado, la tecnología de cacería disponible y la necesidad de conseguir un aporte energético aun cuando este se aleje de la dieta óptima.

Para tener en cuenta las limitantes de duración de la faena y la posibilidad de no conseguir los niveles de energía adecuados, el modelamiento considera la modelación de dieta por reducción de riesgo (Kelly 2013; Bettinger et al. 2015).

Para que el cazador tome la decisión de atacar una presa, primero es necesario el encuentro de la especie (e), pero además el cazador debe realizar la evaluación de su aporte a la dieta, ya que de acuerdo con la energía a adquirir valdría la pena el ataque o en su defecto el cazador podría continuar en la búsqueda de una presa con mayor aporte energético. Sin embargo, los cazadores cuentan con un tiempo limitado para la búsqueda de cacería y es posible que hacia el final de la faena si el cazador no ha capturado presas con alto aporte energético, opte por aprovechar presas con bajo aporte o incluso fuera de la dieta óptima (Mithen 1989; Alvard 1993; Kelly 2013; Bettinger et al. 2015).

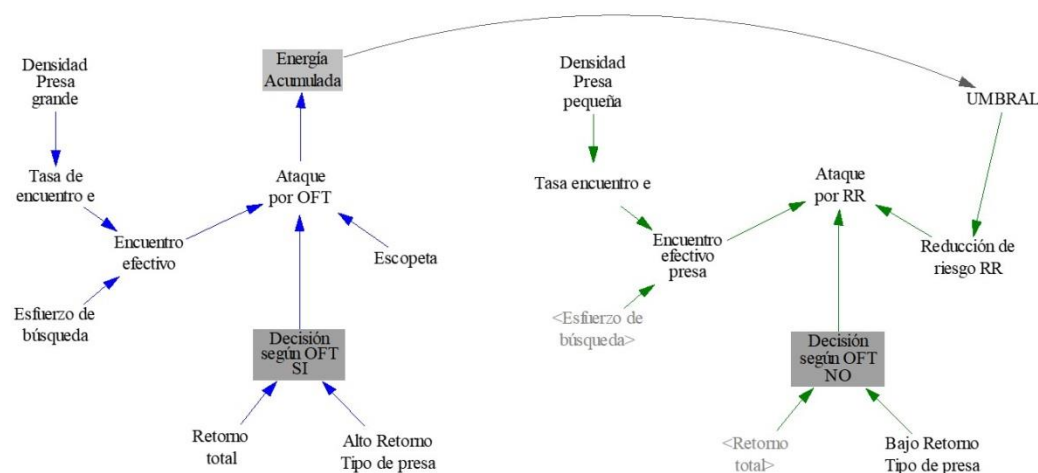
Como se mencionó, la tecnología con la que cuente el cazador al momento del encuentro con su presa también juega un papel importante en la decisión de ataque, pues muchos de los animales de talla grande y altos aportes energéticos solo pueden ser capturados con el uso de tecnologías que permitan un ataque efectivo a distancia, como las escopetas. Por su parte, las especies más pequeñas pueden ser capturadas con tecnologías más simples como el machete o la captura manual.

Teniendo en cuenta lo anterior, los tipos de presa se dividieron en dos grupos para la construcción del modelo: a) las presas de gran tamaño y alto aporte energético, incluidas en la dieta óptima, para cuya captura es necesario el uso de escopeta (Dnt, Vnd, Crll, Cjch, PG, RG, PyP); y b) las presas pequeñas con bajo aporte energético, fuera de la dieta óptima u ocupando los últimos lugares, que pueden capturarse con otras tecnologías (AnP, AnE, RtlC, RtlT, Ppq, Rp, Ocs, G) y que corresponden a complementos de la dieta cuando no se alcanza un valor umbral de energía adquirida (Figura 2-4).

La tasa de encuentro de cada especie depende de su densidad y fue derivada de la estimación empírica realizada con Distance en el proyecto “Diagnóstico, evaluación y manejo comunitario de la fauna silvestre en la zona del río Tiquié, departamento del Vaupés, Amazonia colombiana”, siguiendo la propuesta de Levi y colaboradores (Levi et al. 2009, 2011) (G, Ocs, PG, Ppq, PyP, Rp). El mismo procedimiento se siguió para las

especies cuya densidad se estimó con el método REM (Rowcliffe et al. 2008) y para las cuales los estimativos de densidad no presentaban grandes desviaciones estándar (Cjch, Crll). Para algunas especies no fue posible establecer la densidad por estos métodos o presentaban estimativos con grandes desviaciones, por ello su tasa de encuentro se derivó del número de individuos encontrados sobre el tiempo de búsqueda, sea éste individuos cazados/esfuerzo de búsqueda (para AnE, AnP, RtlC, RtlT) o individuos detectados/horas*cámara trampa (para Dnt, RG, Vnd).

Figura 2-4: Estructura básica del módulo de decisión de ataque. En azul se ilustra la estructura del modelo de decisión para especies grandes. En verde, se muestra la estructura del modelo de decisión para especies pequeñas.



Ya que solo se conoce la tasa de encuentro para las densidades estimadas en la zona para cada grupo de especies, se partió del supuesto de que la tasa de encuentro varía únicamente entre los límites establecidos por los intervalos de confianza de la densidad. Para valores inferiores al límite inferior de densidad se desconoce la tasa de encuentro derivada y por ello se toma el valor mínimo de e.

Para cada comunidad, la decisión de ataque (Decisión según OFT) de un tipo de presa partió del ranking obtenido en el análisis de amplitud de dieta (Capítulo 1). Se calculó el retorno de cada tipo de presa siguiendo el orden del ranking de la dieta y este aporte se comparó con el retorno global de forrajeo, adicionando a la dieta el tipo de presa evaluado

solo hasta cuando la energía aportada por el recurso y su tiempo de manejo sean mayores o iguales al retorno global (Kelly 2013) (ver Ecuación (2.1)).

$$\frac{E}{T} \leq \frac{Ei}{Hi} \quad (2.1)$$

Para el cálculo del retorno global se usó la siguiente expresión (ver Ecuación (2.2)):

$$\frac{E}{T} = \frac{\sum \mu_i * Ei * Ts}{Ts + \sum \mu_i * Hi * Ts} \quad (2.2)$$

Donde E corresponde a la energía (kcal) adquirida durante el forrajeo, T al tiempo total de forrajeo (búsqueda y manejo), Ei a la energía disponible en una unidad del recurso, Hi al tiempo de manejo por unidad del recurso, Ts al tiempo total de búsqueda de todos los recursos acumulados hasta el momento de evaluación y μ_i es la cantidad de cada recurso evaluado (Kelly 2013).

Para especies grandes, cuya captura depende de la disponibilidad de escopeta se adicionó como condicionante que el cazador contara con escopeta al momento del encuentro. Para ello, se usó la frecuencia de uso de esta tecnología observada en cada comunidad y se incorporó en la decisión como una probabilidad (binomial) de que el cazador llevara a la faena este tipo de arma.

Una vez evaluadas las especies, aquellas que cumplieron las condiciones fueron adicionadas a la dieta y se incluyó su aporte energético en el valor de energía total adquirida por forrajeo (E). Este valor total de energía fue comparado con un umbral energético para establecer la necesidad de adicionar a la dieta los tipos de presa que no se adicionaron previamente por sus tasas de retorno, pero que aportarían para cubrir las necesidades energéticas de los cazadores por reducción de riesgo (RR).

La función de reducción de riesgo (RR) se construyó usando el modelo de puntaje Z o Z-score model (Ecuación 2.3) basado en el estadístico Z, el cual establece la probabilidad de que el comportamiento de forrajeo resulte en una tasa de retorno por debajo de un umbral requerido (Bettinger et al. 2015). El puntaje Z corresponde simplemente a una

medida de la cantidad de desviaciones estándar que un valor está por encima de la media (puntuación Z positiva) o por debajo de esta (puntuación Z negativa).

$$Z = (n - u) / s \quad (2.3)$$

Donde n es el umbral de energía, u es la media de la energía acumulada y s es la desviación estándar de la energía acumulada. A partir de esta ecuación se calculó el valor del umbral (n) para cada comunidad. Este valor umbral se incluyó en el modelo para ser comparado con el valor promedio de la energía adquirida con la cosecha de las especies en los mayores rankings de la dieta óptima. Así, cuando los rendimientos esperados están por encima del umbral, la variabilidad debe minimizarse y por lo tanto centrar el aprovechamiento en pocas especies. En cambio, si los rendimientos se encuentran por debajo del umbral, la variabilidad debe maximizarse incluyendo un mayor número de especies en la dieta (Bettinger et al. 2015).

Los valores usados para cada variable en la modelación del proceso de decisión de aprovechamiento se presentan en el Anexo A, acompañados de sus fuentes de información.

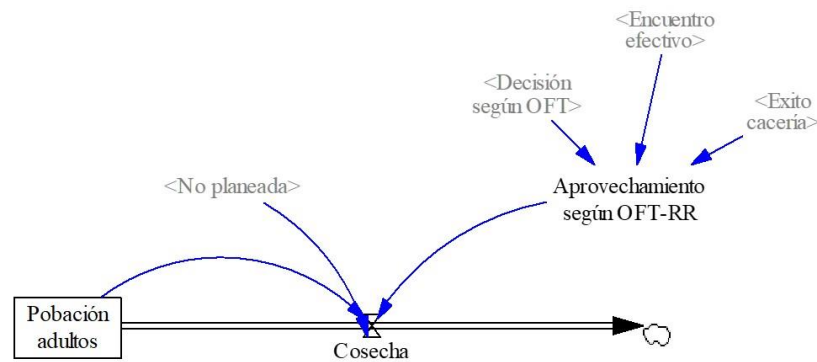
- Cosecha

En el módulo de cosecha se estructura el aprovechamiento y su efecto sobre la población de adultos del grupo de fauna cosechada. La cosecha depende del número de individuos adultos presentes en la población y del aprovechamiento calculado de acuerdo con la teoría de forrajeo óptimo (OFT). A su vez el número de individuos aprovechados por OFT depende de la tasa efectiva de encuentro (determinada por el esfuerzo de búsqueda y la densidad de las especies), de la decisión de ataque según OFT-RR y del índice de éxito de la cacería (Figura 2-5), siguiendo la propuesta de Levi y colaboradores (Levi et al. 2009, 2011).

El éxito de cacería corresponde a una constante derivada de la proporción de faenas exitosas en cada comunidad (Osorno Muñoz et al. 2014). Adicionalmente, dentro de la estructura de cosecha se incluye la constante cacería *No planeada*, que corresponde al porcentaje de cacería realizada en cada comunidad fuera de las faenas planeadas y que

por lo tanto no depende de un esfuerzo de muestreo, ni tampoco está sometida al proceso de decisión establecido por OFT para cacería planeada.

Figura 2-5: Estructura básica de cosecha.



Los valores usados como constantes para cada variable en la modelación del proceso de cosecha se presentan en el Anexo A, acompañados de sus fuentes de información cuando resulta pertinente.

- Otros aportes (chagra, recolección y pesca)

En este módulo se incluyen todos los aportes de energía y proteína provenientes de fuentes diferentes a la cacería de subsistencia. Los valores para alimentar este módulo del modelo se derivaron de la información de consumo recogida por los hogares. En el registro de datos de consumo por hogar participaron 39 familias de ambas comunidades, las cuales registraron dos veces por semana y durante un año, lo que se consumía en el hogar, acumulando 5316 registros. Los productos consumidos se organizaron en cuatro categorías: productos de la chagra y frutos silvestres, cacería, pesca e insectos. Cada registro incluyó las especies consumidas con datos de cantidad, tanto en peso como en número de individuos (Osorno Muñoz et al. 2014).

Para la modelación, los datos se agruparon en las mismas categorías en que fueron recogidos y se incluyeron los valores de aprovechamiento mes a mes, ajustados con una probabilidad de aprovechamiento que varía entre el 80 y el 100% de los valores reportados. Adicionalmente para la pesca y la recolección de insectos se incluyeron constantes que

permiten incrementar el aprovechamiento durante las temporadas del año donde se presenta una mayor disponibilidad del recurso, conocida en el caso de la pesca como *piracemos*. Esta información fue extraída del calendario ecológico tradicional referido por las comunidades (Asociación de Autoridades Tradicionales Indígenas de la Zona del río Tiquié 2014; Osorno Muñoz et al. 2014). Durante los *piracemos* se asumió un incremento de la pesca de un 15% sobre los valores reportados por las comunidades.

Los valores de cosecha de los productos de la chagra, de recolección de frutos e insectos y de pesca usados en la modelación se presentan en el Anexo A, acompañados de sus fuentes de información cuando resulta pertinente.

- Seguridad alimentaria

Finalmente, para establecer la seguridad alimentaria se construyó un módulo donde se evalúa el balance nutricional y de energía de acuerdo con las recomendaciones del ICBF, basado en el rango aceptable de distribución de macronutrientes, con una dieta de 2500 Kcal diarias por persona y una ingesta del 15% de proteína (Instituto Colombiano de Bienestar Familiar & Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura 2015).

A este módulo ingresan los aportes de energía y proteína provenientes del módulo de cosecha y del módulo de otros aportes (chagra, recolección y pesca). Los valores de aporte nutricional de cada ítem alimenticio provienen de información secundaria, en su mayoría de la tabla de composición de alimentos colombianos (Instituto Colombiano de Bienestar Familiar 2015) y de estudios realizados por el instituto Sinchi (Carrillo et al. 2016).

En este módulo se incluyó la variación temporal en el tamaño de las comunidades, pues en ellas disminuye el número de habitantes de lunes a viernes durante la temporada escolar ya que los niños de ambas comunidades asisten al internado, localizado en la comunidad de Trinidad del Tiquié, donde la Secretaría Departamental de Educación se encarga de su alimentación con productos externos al sistema (Asociación de Autoridades Tradicionales Indígenas de la Zona del río Tiquié 2014).

Teniendo en cuenta los aportes y el número de personas en cada comunidad al mes, se calcula el balance nutricional por comparación de los valores de cosecha con los valores recomendados de ingesta por persona al mes (Instituto Colombiano de Bienestar Familiar & Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura 2015).

Los valores de aporte nutricional (proteína y Kcal) de todos los productos alimenticios (chagra y recolección, insectos, cacería y pesca) usados en la modelación se presentan en el Anexo A, acompañados de sus fuentes de información, así como los valores recomendados de proteína y energía (Kcal) o rango aceptable de distribución de macronutrientes.

- Indicadores de sostenibilidad

Teniendo en cuenta la definición de seguridad alimentaria se seleccionaron indicadores de sostenibilidad que permiten evaluar la disponibilidad y acceso a los ítems alimenticios a largo plazo (poblaciones de fauna) pero también la estabilidad de la seguridad alimentaria (seguridad alimentaria permanente).

Como indicadores para evaluar la sostenibilidad de la cacería de subsistencia, y por lo tanto el acceso y disponibilidad permanente a fauna de cacería, se seleccionó la variable de nivel “Poblaciones de adultos de fauna” y la variable auxiliar “Población total” para establecer si con los valores de cosecha estimados se mantienen las poblaciones biológicas a largo plazo.

Como indicadores de la dimensión social de la sostenibilidad del aprovechamiento se seleccionaron las variables auxiliares “Balance Proteína Total” y “Balance Calorías Total”, y el flujo “Balance positivo”, con las cuales se evalúa si el balance nutricional entre energía (kcal) y macronutrientes (proteína) se mantiene a lo largo del tiempo (utilización).

2.3.3 Validación del modelo y evaluación de sostenibilidad

Para la validación del modelo se realizó una comparación de los resultados de aprovechamiento obtenidos con el modelo teórico y los resultados obtenidos durante el

seguimiento en las dos comunidades evaluadas (modelo empírico). Para ello se usó una prueba de Kolmogorov–Smirnov comparando los volúmenes aprovechados por grupo de fauna en el primer año de simulación, con base en la propuesta de validación de un modelo similar en Guyana (Shaffer et al. 2017a, 2017c).

Una vez validado el modelo se realizaron simulaciones base y se recurrió a los indicadores de sostenibilidad elegidos, tendencias poblacionales fauna (tamaño de las poblaciones de adultos) y balance nutricional de poblaciones humanas (valor de proteína y kcal por persona respecto a los requerimientos), para evaluar la sostenibilidad del sistema de cacería de subsistencia.

2.3.4 Factores que inciden en la sostenibilidad del sistema

La causalidad y las interacciones presentes en el modelo se evaluaron usando el seguimiento causal, que corresponde a una herramienta para moverse a través de un modelo y rastrear qué causa que algo cambie. También se recurrió a un análisis de bucles o *loops* que proporciona información resumida útil sobre las interacciones dentro del modelo. Para estos análisis se usó el programa Vensim 7.1.

Conociendo las interacciones causales del modelo, se realizaron simulaciones bajo diferentes escenarios cambiando los valores de los factores que inciden en la sostenibilidad de la cacería, para entender la importancia de la variable evaluada y las interacciones con otras variables. La sostenibilidad se evaluó como la permanencia de las poblaciones de fauna aprovechadas, los niveles de cosecha partiendo de que sean suficientes para mantener una nutrición adecuada y los balances nutricionales de las comunidades. Las hipótesis de trabajo y los escenarios de simulación para evaluarlas se resumen en la Tabla 2-2.

Los parámetros específicos de simulación se presentan en el Anexo A junto con sus fuentes bibliográficas.

Tabla 2-2: Escenarios de simulación para la identificación de los factores bióticos y socioculturales que determinan la sostenibilidad de la cacería de subsistencia en dos comunidades indígenas del sector guayanés de la Amazonia colombiana.

Escenario	Parámetros de simulación
La diversidad de especies usadas para consumo por parte de estas comunidades indígenas es un factor determinante de la sostenibilidad global del sistema de cacería de subsistencia.	<ul style="list-style-type: none"> - Disminución en el número de especies utilizadas, manteniendo especies de todos los tamaños. - Concentración del uso en especies de gran tamaño y aumento del esfuerzo de cacería.
La baja densidad de poblaciones humanas contribuye significativamente a la sostenibilidad global del sistema de cacería de subsistencia.	<ul style="list-style-type: none"> - Incremento del tamaño de las poblaciones humanas, con aumento del esfuerzo de cacería y número de cazadores - Territorios de menor tamaño.
El estado de conservación de los territorios de las comunidades determina la sostenibilidad del aprovechamiento.	<ul style="list-style-type: none"> - Disminución en la capacidad de carga y por ende disminución del tamaño de las poblaciones de fauna
El uso de la fauna de acuerdo con la normativa tradicional de manejo aporta a la sostenibilidad integral del sistema	<ul style="list-style-type: none"> - Cosecha de acuerdo con el calendario ecológico tradicional

2.3.5 Simulación bajo posibles escenarios de intervención

Para establecer los factores que determinan la vulnerabilidad del sistema de cacería se seleccionaron escenarios para realizar simulaciones del modelo, buscando que estos reflejen los impactos de posibles disturbios causados por una intervención con iniciativas de desarrollo o por la pérdida de manejos tradicionales. En la Tabla 2-3 se resumen los escenarios de simulación para evaluar el efecto de posibles intervenciones.

Tabla 2-3: Escenarios de simulación para evaluar la vulnerabilidad del sistema de cacería de acuerdo con los factores que determinan su resiliencia en dos comunidades indígenas del sector guayanés de la Amazonia colombiana.

Escenario	Parámetros de simulación
Cambios significativos en el estado de conservación de los ecosistemas de la zona y el incremento de población producto de iniciativas de desarrollo (minería, proyectos de infraestructura, programas para el postconflicto), llevarían a un uso insostenible del recurso fauna de consumo.	<ul style="list-style-type: none"> - Disminución de capacidad de carga por pérdida de coberturas vegetales ($K*0.7$) - Incremento poblacional por la llegada de población foránea ($Phum*2$). - Incremento en uso de escopetas por aumento de población foránea (prob. uso = 1 en todas las cacerías) - Aumento esfuerzo de cacería por adición de esfuerzo de nuevos pobladores.

Escenario	Parámetros de simulación
Cambios culturales que conlleven a la pérdida de manejos tradicionales y/o debiliten el sistema de gobernanza local, generarán el uso insostenible del recurso fauna de consumo.	- Pérdida de conocimiento tradicional sobre manejo de fauna de consumo y uso sin ajustarse al calendario ecológico. (Tasa de cosecha constante del 10% para todas las especies)

Los parámetros específicos de simulación se presentan en el Anexo A junto con sus fuentes bibliográficas.

2.4 Resultados

2.4.1 Validación del modelo y evaluación de sostenibilidad

La comparación de las proyecciones del modelo teórico con los resultados del aprovechamiento en el área de estudio permite validar esta aproximación como herramienta para evaluar la sostenibilidad del uso de fauna en la zona, ya que los aprovechamientos estimados por el modelo son indistinguibles estadísticamente de los niveles de aprovechamiento observados en la zona durante el monitoreo de fauna de cacería (Bella Vista: $D=0.267$, $p=0.6604$; Puerto Loro: $D=0.333$, $p=0.3752$). Es decir, el modelo desarrollado predijo de forma acertada los aprovechamientos observados durante el año de seguimiento.

De acuerdo con la simulación del modelo base, las poblaciones de 13 de los 15 tipos de presas pueden presentar disminuciones por el aprovechamiento, principalmente durante los primeros años de extracción, pero se mantienen a lo largo del tiempo de la simulación (15 años). Los grupos de especies con mayor vulnerabilidad corresponden a especies grades, con baja productividad y de vida larga como la danta Dnt (*Tapirus terrestris*), los primates grandes PG (*Alouatta seniculus*, *Lagothrix lagotricha* y *Sapajus apella*) y las pavas y paujiles PyP (*Mitu tomentosum*, *Nothocrax urumutum*, *Ortalis guttata* y *Penelope jacquacu*) (Figura 2-6).

Las disminuciones más drásticas se presentan en las poblaciones de adultos de reptiles, tanto tortugas RtlT (*Mesoclemmys gibba*, *M. raniceps*, *Phrynops geoffroanus* y *Rhinemys rufipes*) como cocodrilianos RtlC (*Paleosuchus palpebrosus* y *P. trigonatus*) y están

relacionadas con el tiempo necesario por parte de estas especies para llegar a la madurez sexual y aportar a la población. En adición, durante la etapa de juveniles se presenta una alta mortalidad que disminuye los aportes a la población adulta. A largo plazo, las poblaciones tanto de cachirres como de tortugas llegan a niveles insostenibles (Figura 2-6).

Por su parte las especies pequeñas y de mayor productividad por sus ciclos cortos de vida y altas tasas de natalidad, aunque pueden presentar disminuciones poblacionales por aprovechamiento muestran una recuperación más rápida, volviendo a niveles similares a los iniciales en un lapso menor. Tal es el caso de los roedores pequeños Rp (*Dasyprocta fuliginosa* y *Myoprocta acouchy*), las gallinetas G (*Crypturellus obsoletus*, *C. cinereus*, *C. duidae*, *C. soui*, *C. undulatus*, *Tinamus guttatus* y *T. major*) e incluso los roedores grandes RG (*Cuniculus paca*), cuya población vuelve a valores cercanos a la capacidad de carga entre 12 y 18 meses después de la primera cosecha. Para especies pequeñas y de oferta constante como los anfibios permanentes (*Leptodactylus pentadactylus*, *L. riveroi* e *Hypsiboas wavrini*), que sirven como alimento de emergencia, sus poblaciones incluso muestran crecimiento a lo largo de la simulación (Figura 2-6).

También es de resaltar en la comunidad de Puerto Loro, donde realizan un mayor esfuerzo de cacería y cuentan con un mayor número de armas, que la población de anfibios permanentes (AnP) crece a mayor ritmo que en Bella Vista pues corresponde a un ítem alimenticio poco explotado.

En cuanto a la sostenibilidad desde el punto de vista de las poblaciones humanas, buscando garantizar una nutrición adecuada y permanente, En Puerto Loro se presenta seguridad alimentaria permanente con valores de proteína y energía que superan los mínimos requeridos. Bella Vista en cambio, se encuentra en inseguridad alimentaria, no permanente sino temporal, determinada por aportes de proteína insuficientes, particularmente durante los meses de vacaciones escolares cuando la población de la comunidad crece por la presencia de los estudiantes en sus hogares (Figura 2-7).

Figura 2-6: Comportamiento de las poblaciones de algunas especies de fauna aprovechadas según los criterios de forrajeo óptimo en las comunidades de Bella Vista y Puerto Loro.

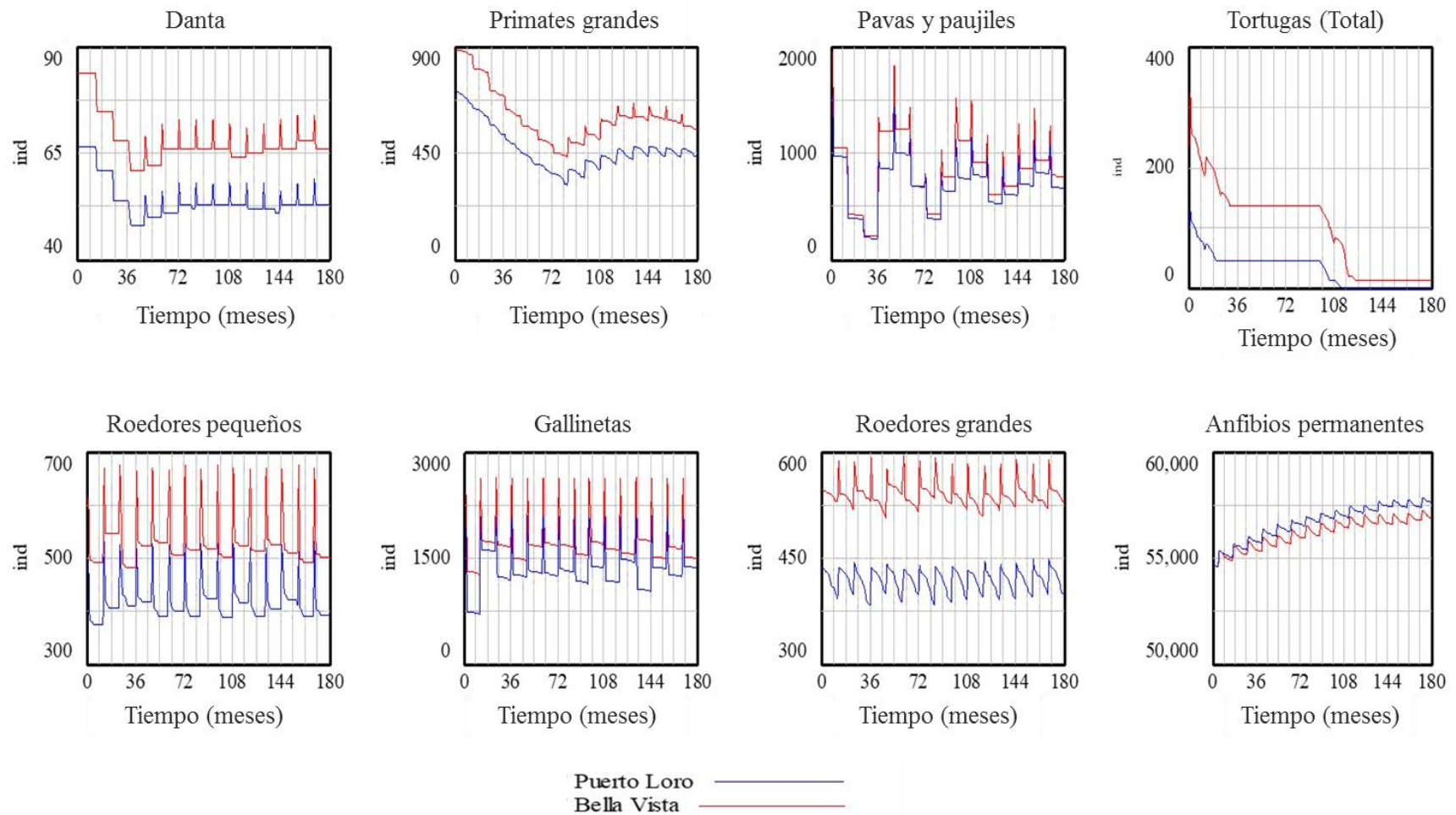
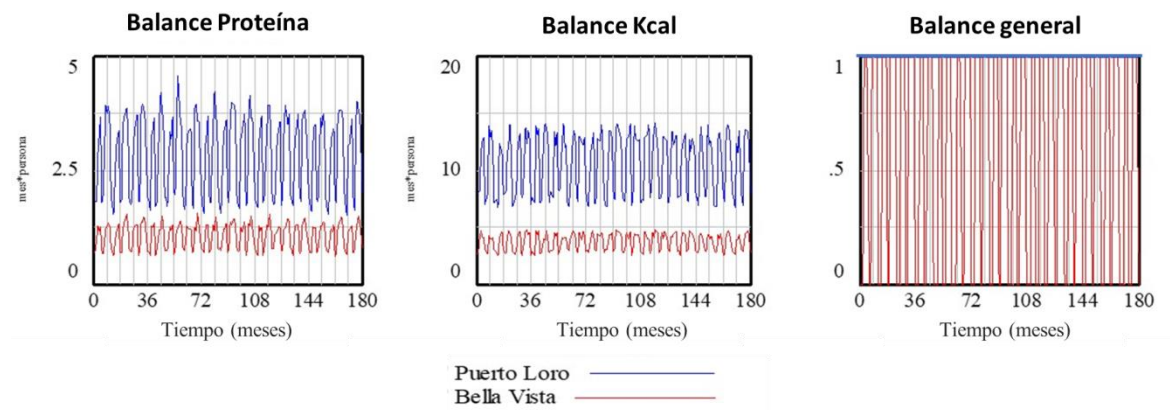


Figura 2-7: Balance nutricional en las dos comunidades, evaluado como el aporte respecto a los requerimientos mínimos de energía (Kcal) y macronutrientes (Proteína).



2.4.2 Factores que inciden en la sostenibilidad del sistema

Los análisis de seguimiento causal y de bucles muestran un alto número de relaciones de retroalimentación entre las 546 variables incluidas en el modelo. El mayor número de bucles se registra para las variables involucradas en el proceso de decisión de aprovechamiento (Figura 2-8).

El análisis causal del proceso de cosecha para los cachirres (R_{tI}) muestra un patrón que es común para las demás poblaciones, por lo cual se usará como referencia para la presentación de los resultados. El análisis muestra que el aprovechamiento está determinado por la oferta del recurso, dada por la dinámica de la población cosechada que involucra la población de crías ($P_{cR_{tI}C}$) y adultos ($R_{tI}C$), mediados por la producción (natalidad) ($P_{dR_{tI}C}$) y la maduración de las crías y juveniles ($M_{dR_{tI}C}$), y limitado por la capacidad de carga ($K_{R_{tI}C}$) y la mortalidad ($m_{ortR_{tI}C}$). La cosecha también está determinada por la tasa de aprovechamiento, establecido de acuerdo con la teoría de forrajeo óptimo ($aprovOFT_{R_{tI}C}$), que depende de los encuentros efectivos cazador-presa ($EnEf_{R_{tI}C}$), el éxito de cacería (Éxito) y la decisión de ataque ($D_{csBV_{R_{tI}C}}$), específicos para cada comunidad. A su vez los encuentros efectivos de las presas ($EnEf_{R_{tI}C}$) están definidos por la población de las presas ($pop_{TOT_{R_{tI}C}}$), la tasa de encuentro ($e_{R_{tI}C}$) y el esfuerzo de búsqueda (Eff_T) (Figura 2-8).

Esta comparación con el retorno de todas las especies presentes en el área indica la importancia de la diversidad de especies usadas y cómo el aprovechamiento de un tipo particular de presa está determinado por las demás presas potenciales presentes en el área. Esta ruta para tomar la decisión reporta más de 20.000 bucles (*loops*) lo que muestra la gran cantidad de interacciones entre las variables involucradas (esfuerzo, tasa de encuentro, dinámica poblacional, capacidad de carga, energía adquirida y energía potencialmente presente en otras especies).

Adicionalmente, para algunas especies se suma a esta estructura la disponibilidad de la escopeta como tecnología de cacería para garantizar acceso a presas de gran porte o la reducción de riesgo para seleccionar especies poco rentables pero que evitan que los aportes acumulados de energía no alcancen el umbral, lo que llevaría a bajos aportes de proteína y calorías y en consecuencia a inseguridad alimentaria.

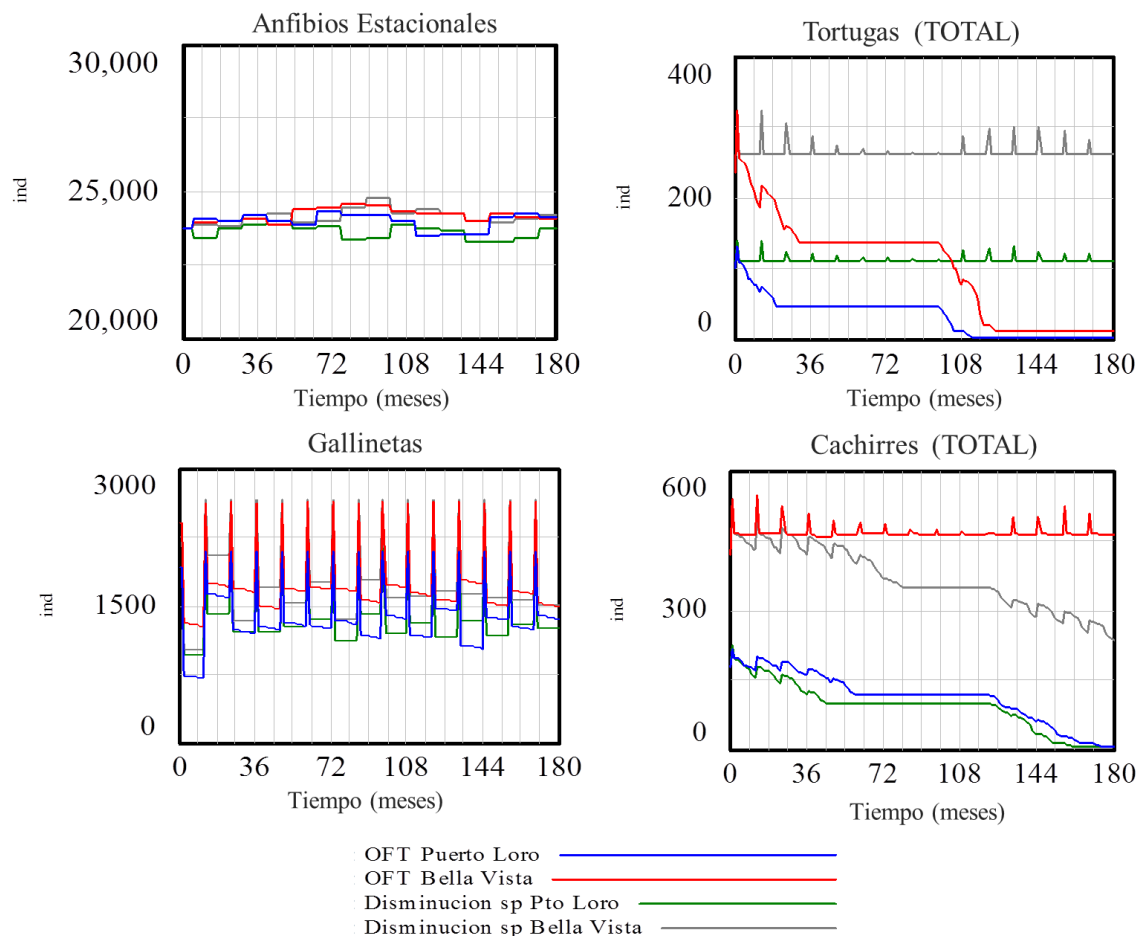
Ya que la sostenibilidad del sistema de cacería de subsistencia está relacionada con la diversidad de especies aprovechadas se realizó una simulación disminuyendo el número de grupos de fauna a solo siete, excluyendo por selección aleatoria al cerrillo (Crll), las gallinetas (G), los primates pequeños (Ppq), los primates grandes (PG), los roedores pequeños (Rp), el cajuche (Cjch), las tortugas (RtlT) y los anfibios permanentes (AnP).

En general, bajo este escenario se mantienen las tendencias de la simulación base con todas las especies, donde la disponibilidad de animales grandes disminuye por aprovechamiento o incluso por mortalidad natural al alcanzar la capacidad de carga, al tiempo que Puerto Loro alcanza una nutrición adecuada y permanente y Bella Vista presenta inseguridad alimentaria temporal. Las tortugas (RtlT), los cachirres (RtlC), las gallinetas (G) y los anfibios estacionales (AnE) presentan comportamientos que difieren de la tendencia general de la simulación.

Las tortugas (RtlT), al no ser aprovechadas, mantienen estable el tamaño poblacional, con mortalidad de adultos al alcanzar la capacidad de carga, pero con juveniles y crías disponibles para su reemplazo; de hecho, la población de adultos disminuye sin alcanzar los niveles críticos a los que llega si se suma un aprovechamiento (Figura 2-9).

La población total de cachirres (RtIC), que se mantiene dentro de las especies aprovechadas, presenta una disminución más rápida en ambas comunidades. En Bella Vista, con la disminución de especies aprovechadas, la población de cachirres presenta un declive acelerado. Este declive contrasta con la simulación base donde, aunque los individuos adultos disminuyen, la población total se mantiene estable por el incremento de crías y juveniles (Figura 2-9). El aprovechamiento de este grupo de fauna como fuente sustituta de otras especies excluidas de la cosecha, conduce a la sobreexplotación del recurso en un lapso menor que en el caso de contar con otras fuentes de alimento.

Figura 2-9: Comportamiento de las poblaciones de cuatro grupos de fauna aprovechadas bajo un escenario de disminución de especies de consumo en las comunidades de Bella Vista y Puerto Loro



De forma similar se comportan las gallinetas (G), para las cuales la disminución de las alternativas de cosecha lleva a que tanto en Bella Vista como en Puerto Loro se incremente la presión sobre este grupo de especies. Sin embargo, el aprovechamiento continúa sin llevar a la población a tamaños críticos a pesar de la disminución de la abundancia poblacional (Figura 2-9).

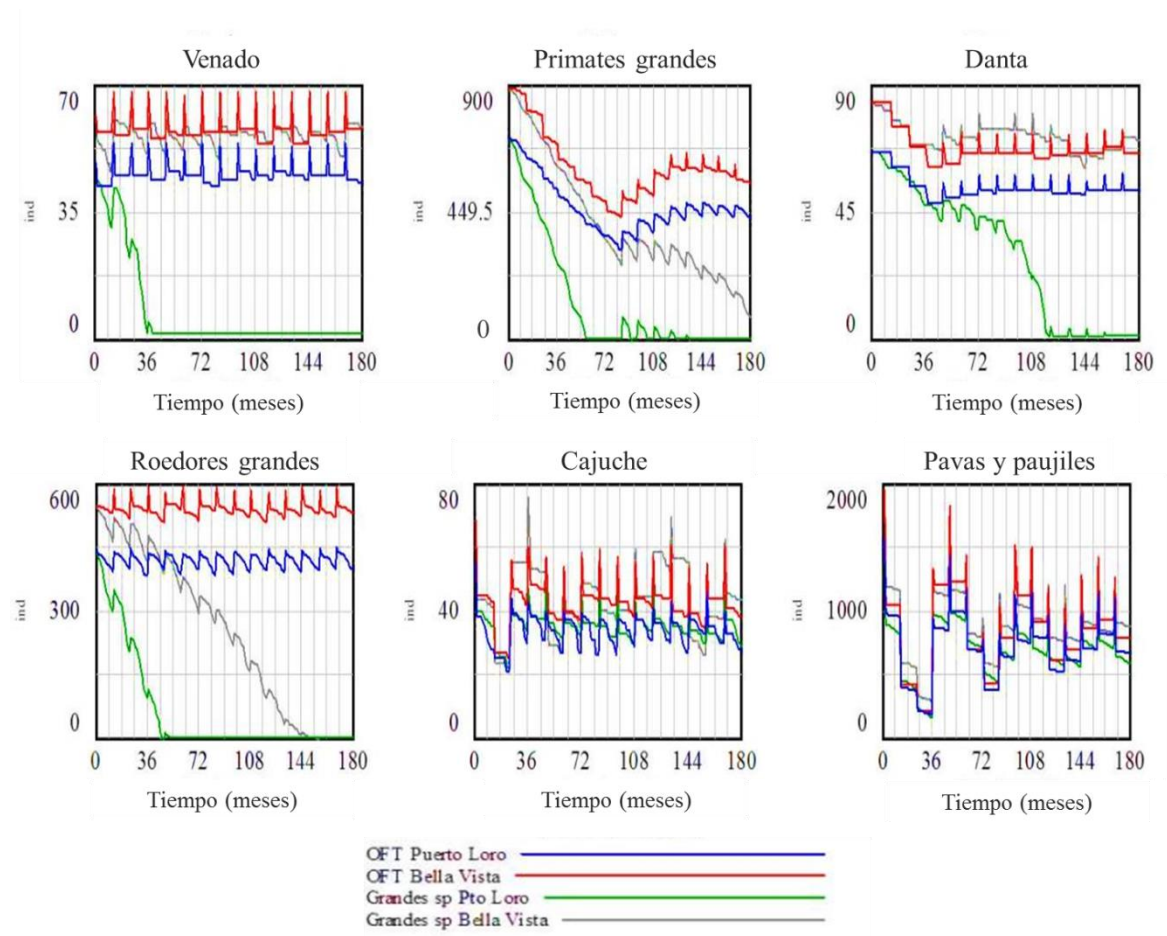
Los anfibios estacionales (AnE) aunque son aprovechados únicamente una vez al año, presentan incrementos en su aprovechamiento, por lo cual sus poblaciones disminuyen y aunque la abundancia se mantiene cerca de los tamaños de la simulación base, tienden a estabilizarse en valores más bajos (Figura 2-9).

Si se concentra el aprovechamiento en las especies de talla grande (Vnd, Crll, Dnt, PG, RG, PyP y Cjch), con un aumento del esfuerzo de cacería (multiplicado por tres) para incrementar los encuentros efectivos, se obtienen mayores cosechas y, en consecuencia, disminuciones poblacionales más drásticas para los grupos de especies aprovechados. Este comportamiento se presenta particularmente para las especies más grandes como el venado (Vnd), la danta (Dnt) y los primates grandes (PG) que aportan más energía por presa. Para especies de talla media como la lapa (RG), con un tamaño poblacional que incide en un mayor número de encuentros efectivos, la cosecha también se incrementa y por ende su población disminuye (Figura 2-10).

Bajo estos parámetros de simulación, las poblaciones de primates y roedores grandes caen hasta desaparecer en ambas comunidades. Para Bella Vista donde se cuenta con un número menor de escopetas y por lo tanto un acceso menor a las especies grandes, las poblaciones de danta y venado se mantienen opuesto a lo que sucede en Puerto Loro donde prácticamente desaparecen a los 3 y 9 años, respectivamente. Las especies más pequeñas o para las cuales el número de encuentros efectivos es más bajo mantienen sus poblaciones durante el horizonte temporal de la simulación (Figura 2-10).

Nuevamente la comunidad de Bella Vista cae en inseguridad alimentaria temporal, mientras Puerto Loro cuenta con aportes suficientes de proteína para cubrir los requerimientos nutricionales.

Figura 2-10: Comportamiento de las poblaciones de seis grupos de fauna aprovechadas bajo un escenario de concentración de cosecha en especies grandes, para las comunidades de Bella Vista y Puerto Loro

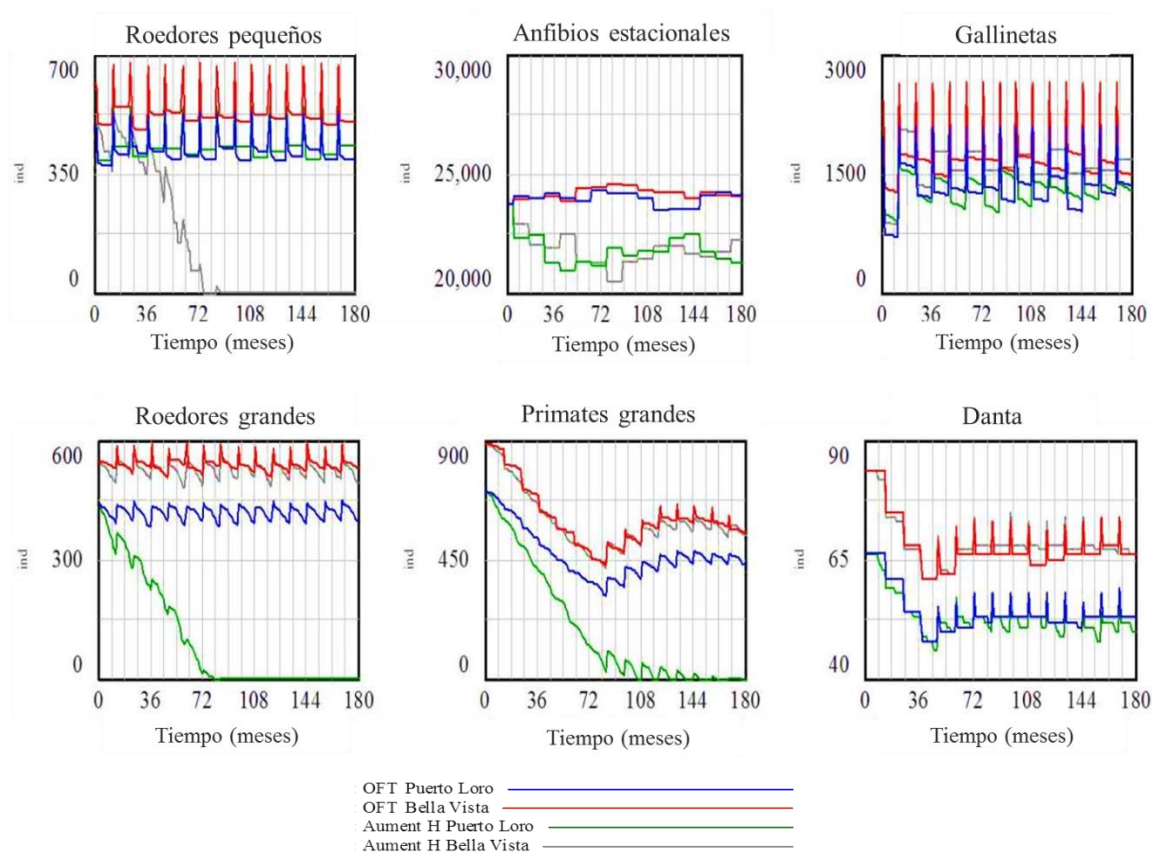


Puerto Loro corresponde a una comunidad más pequeña que Bella Vista, tanto en área como en población humana, y es el parámetro de población humana el que parece incidir en el balance nutricional alcanzado por Puerto Loro en casi todos los escenarios de simulación, el cual la clasifica como una comunidad con seguridad alimentaria. Para evaluar la importancia del tamaño de las comunidades humanas en la sostenibilidad de la cacería de subsistencia se realizó una simulación duplicando el número de habitantes de las comunidades.

Bajo estos parámetros, ambas comunidades entran en inseguridad alimentaria al no alcanzar de forma permanente el balance en proteína, en Bella Vista durante todo el horizonte de tiempo de simulación y en Puerto Loro de manera temporal. Adicionalmente varios de los grupos de especies disminuyen su tamaño poblacional pero con el tiempo se

estabilizan, como los anfibios estacionales (AnE), los venados (Vnd), la danta (Dnt), las gallinetas (G) y las pavas y paujiles (PyP). Incluso algunos grupos de especies llegan a la extirpación local en ambas comunidades como los cajuches (Cjch) y las tortugas (RtlT), o a desaparecer como los roedores y primates grandes (RG y PG) en Puerto Loro, y los roedores pequeños (Rp) en Bella Vista (Figura 2-11).

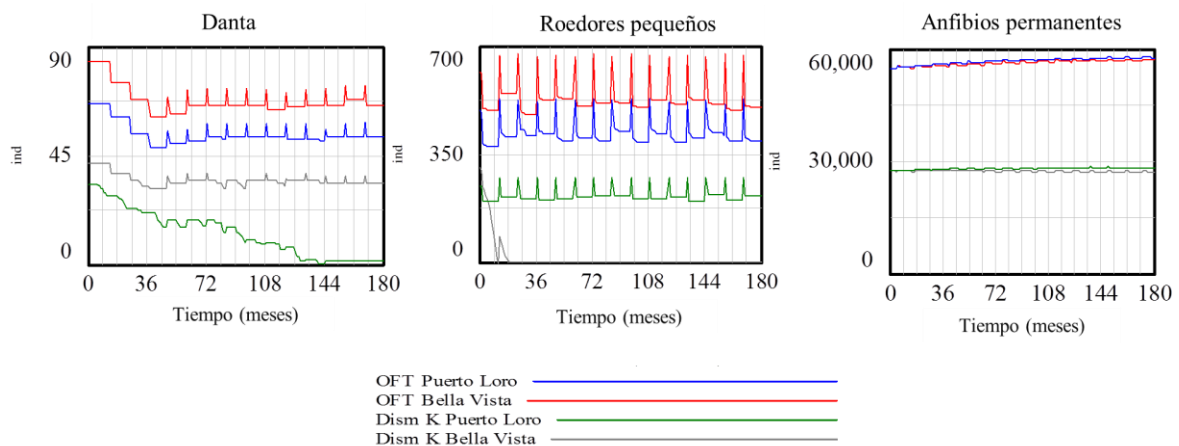
Figura 2-11: Comportamiento de las poblaciones de seis grupos de fauna cosechadas bajo un escenario crecimiento de poblaciones humanas y su consecuente incremento del esfuerzo de cacería, para las comunidades de Bella Vista y Puerto Loro



En el escenario de disminución del tamaño de los territorios, donde estos se restringieron a la mitad de su área, se observa que las poblaciones de fauna de uso mantienen sus tamaños poblacionales, sin llegar a valores críticos, pero con menores abundancias que en la simulación base. En cuanto al balance nutricional, la comunidad de Puerto Loro presenta un balance positivo durante toda la simulación indicando seguridad alimentaria, mientras que la comunidad de Bella Vista presenta inseguridad alimentaria temporal con lapsos en los cuales el aporte de proteína no alcanza los valores recomendados.

Partiendo de que el estado de conservación de los territorios determina la sostenibilidad del aprovechamiento, se introdujo una disminución de la capacidad de carga K a la mitad de su valor, como proxy de una disminución de la calidad del hábitat por pérdida de coberturas. En este escenario, Puerto Loro alcanza el balance nutricional necesario para considerar que presenta seguridad alimentaria, mientras que Bella Vista mantiene la inseguridad alimentaria temporal. Los tamaños de las poblaciones de fauna aprovechada se ven más afectados con la cosecha, con disminuciones más drásticas llevando varios grupos a niveles críticos como los venados (Vnd) en Puerto Loro, los cachirres (RtlC) y las dantas (Dnt) en Bella Vista o incluso extinciones locales como las tortugas (RtlT) en ambas comunidades, los roedores pequeños (Rp) en Bella Vista o el cerrillo (Crll), los roedores grandes (RG) y los cachirres (RtlC) en Puerto Loro, lo que restringe la posibilidad de usar a largo plazo el recurso fauna. En general las poblaciones que se estabilizan alcanzan abundancias inferiores a las establecidas en la simulación base, fluctuando alrededor de la nueva capacidad de carga (Figura 2-12).

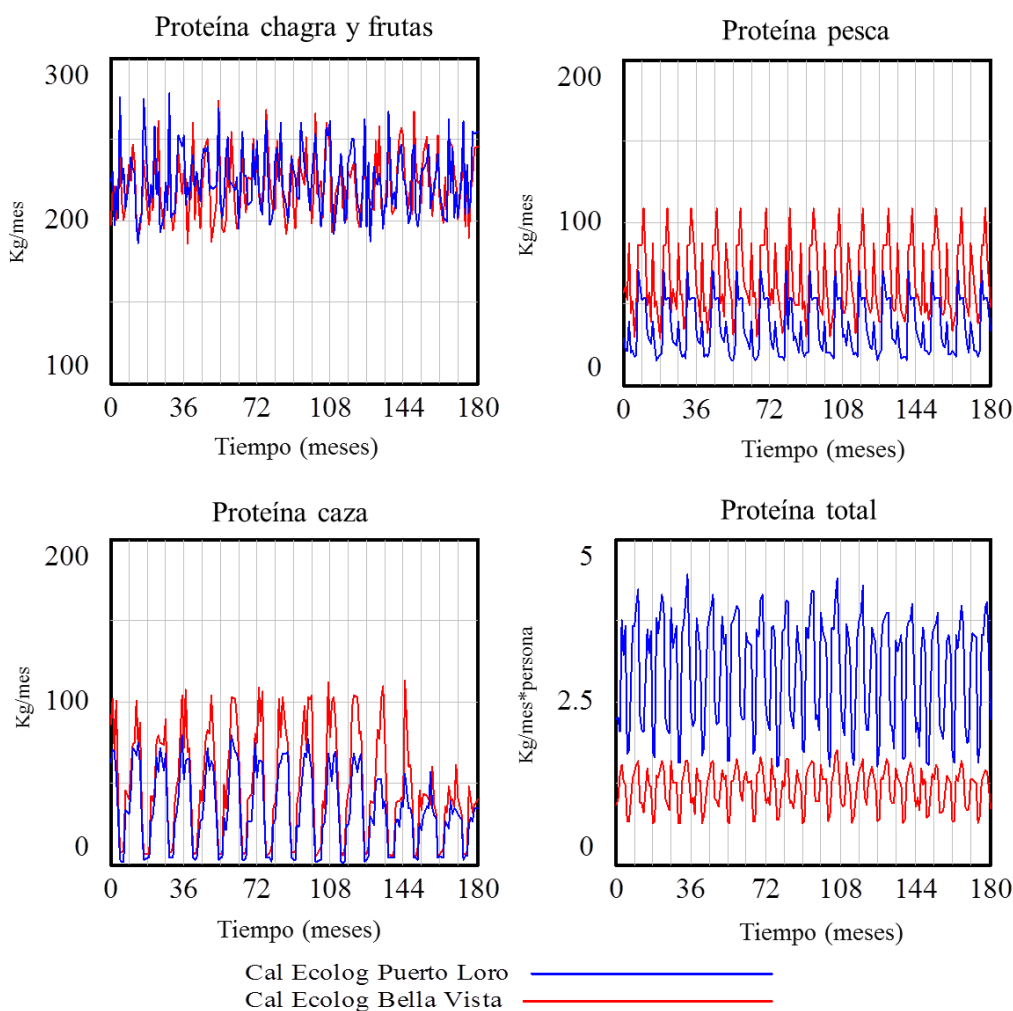
Figura 2-12: Comportamiento de las poblaciones de tres grupos de fauna cosechada bajo un escenario de disminución de capacidad de carga, para Bella Vista y Puerto Loro



Ya que el uso de la fauna de acuerdo con las normas tradicionales, principalmente el seguimiento del calendario ecológico tradicional, parece aportar a la sostenibilidad integral del sistema, se realizaron simulaciones con las tasas de cosecha ajustadas a las épocas tradicionales de uso y a los volúmenes mínimos a los que aspiran los cazadores. Esta cosecha ajustada al calendario ecológico produce seguridad alimentaria permanente en la comunidad de Puerto Loro e inseguridad alimentaria temporal en Bella Vista. Sin embargo,

con estos parámetros de simulación se obtiene el periodo de tiempo más corto de inseguridad alimentaria para Bella Vista, además que en muchos casos los valores de proteína se acercan a las recomendaciones nutricionales (Figura 2-13).

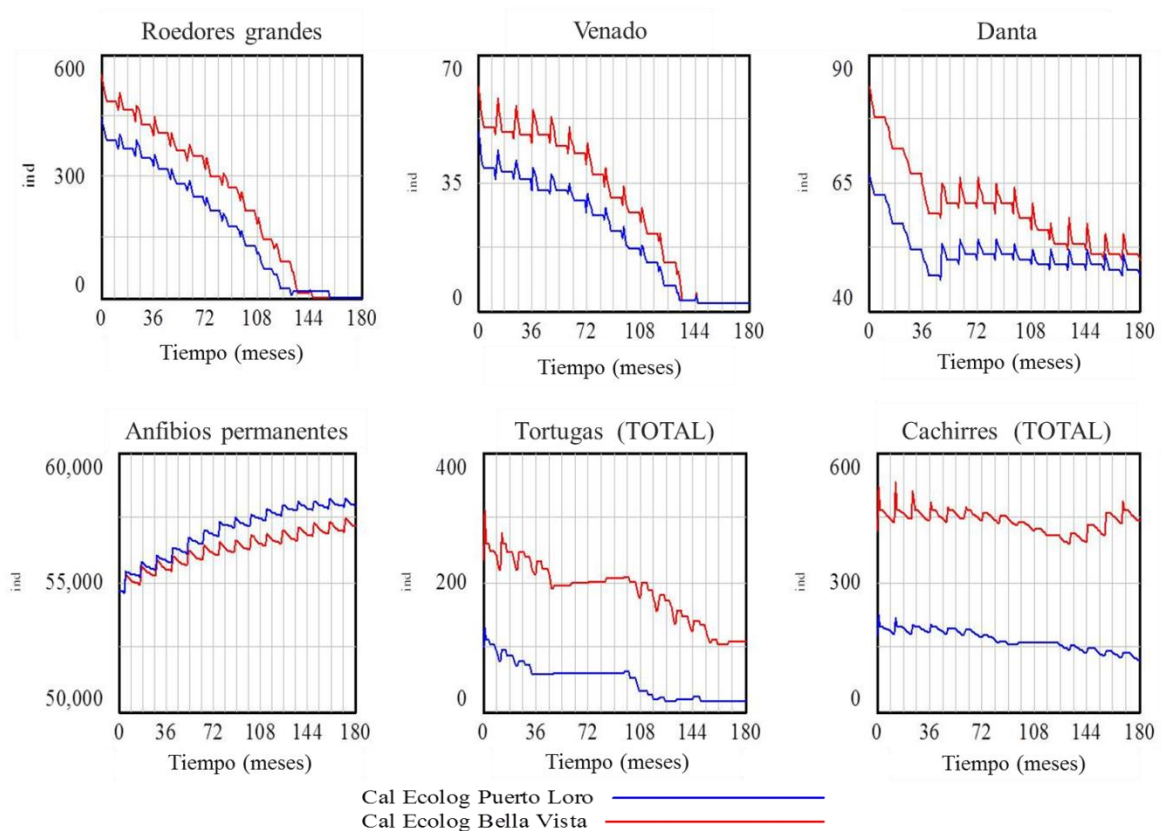
Figura 2-13: Balance de consumo de proteína en las dos comunidades respecto a los requerimientos mínimos, diferenciando por el aporte de cada grupo de alimentos. Simulación bajo el escenario de cosecha ajustada al calendario ecológico.



Es importante resaltar que, bajo este escenario de simulación, la cacería incrementa su aporte proporcional a la proteína total, llegando a valores de proteína similares a los aportados por la pesca, pero con pocos impactos en la persistencia de las poblaciones de fauna a largo plazo, respecto a otros escenarios (Figura 2-13).

En cuanto a los tamaños de las poblaciones y su estabilidad y sostenibilidad en el tiempo, la mayor parte de los grupos de especies mantienen una oferta constante con abundancias aptas para su aprovechamiento. Solo se presentan tres excepciones en el comportamiento de las poblaciones, los venados (Vnd), los roedores grandes (RG) y las tortugas (RtlT), grupos que llegan a tamaños poblacionales críticos y solo para el caso de las tortugas se presenta una recuperación hacia el final de la simulación. Para otras poblaciones de especies poco resilientes como la danta, su abundancia disminuye por el aprovechamiento, estabilizándose en valores inferiores a la capacidad de carga a partir del cuarto año de cosecha y manteniéndose en estos niveles durante el resto de la simulación (Figura 2-14).

Figura 2-14: Comportamiento de algunas poblaciones de fauna bajo el escenario de aprovechamiento ajustado al calendario ecológico tradicional



Una de las especies que llega a la extinción local, según la simulación, es la lapa RG (*Cuniculus paca*), que corresponde a la especie de mayor preferencia en la cacería y para la cual los cazadores aspiran a cuotas altas de aprovechamiento, aun cuando éste se

realice en temporadas específicas. Por esta sobreexplotación, en las simulaciones, la lapa llega a su extirpación local tras 11 años de cosecha (Figura 2-14).

2.4.3 Simulación bajo posibles escenarios de intervención

Los escenarios de intervención más probables en la zona de estudio corresponden a la extracción minera, que afectaría la calidad de hábitat para fauna en los territorios (disminución de la capacidad de carga) por ejemplo por descapote. Este tipo de intervención también traería un incremento de las poblaciones residentes en el territorio por la llegada de trabajadores externos, con cambios en los manejos tradicionales y en la posibilidad de acceder a tecnologías de caza actualmente limitadas, pero de alta efectividad como la escopeta, así como un incremento en el esfuerzo de cacería para lograr el aumento de la captura.

Con estos parámetros se construyó y corrió la simulación de intervención, donde los indicadores de balance nutricional muestran ambas comunidades en estado de inseguridad alimentaria, con un comportamiento temporal para Puerto Loro pero prácticamente permanente para Bella Vista. Adicionalmente, las poblaciones de todas las especies de talla grande (Dnt, Cjch, Vnd, Crll, PG y RG), presas tradicionales de cacería, llegan a niveles críticos en poco tiempo y presentan extinciones locales en el periodo comprendido entre el primer y sexto año de la simulación. Para las especies pequeñas que son menos apetecidas por su bajo retorno energético, sus poblaciones presentan disminuciones drásticas, pero en general a largo plazo las abundancias se estabilizan en bajos niveles de abundancia (Figura 2-15).

Incluso poblaciones de grupos de especies a las cuales solo se tiene acceso estacionalmente, como los anfibios estacionales (AnE), muestran una disminución significativa respecto a su tamaño inicial, mostrando declinaciones fuertes durante la simulación. Estas declinaciones se presentan más marcadamente en la comunidad de Bella Vista, la cual cuenta con un mayor número de habitantes y por ende ejerce una mayor presión sobre los recursos de su territorio. Los anfibios estacionales corresponden a un recurso muy abundante durante un periodo corto y que funciona como un sustituto de grandes presas, más difíciles de encontrar y que como consecuencia del aumento del

tamaño de la comunidad tienden a hacerse más escasos, llevando a estos cazadores a realizar aprovechamientos más intensivos sobre recursos menos rentables energéticamente, pero de fácil consecución (Figura 2-15).

Algunos grupos de fauna como las tortugas (RtIT) y los cachirres (RtIC), también usados como sustitutos de presas altamente apetecidas, muestran dinámicas similares a las registradas en las simulaciones base, con disminuciones que llevan la población a valores críticos pero que se recuperan hacia el final del horizonte de tiempo de la simulación (Figura 2-15). De acuerdo con la teoría de forrajeo óptimo, base estructural del modelo, esta dinámica se relaciona con un bajo aprovechamiento de las tortugas y los cachirres, pues la disponibilidad de escopetas por parte de los nuevos cazadores direcciona la extracción hacia presas de mayor tamaño y alto retorno, excluyendo los reptiles de la dieta e invirtiendo el tiempo de búsqueda en la localización de presas más rentables.

Otra intervención posible, es la pérdida definitiva de conocimiento tradicional para el manejo de la cacería y la adopción de regulaciones basadas en tasas invariables de cosecha. Generalmente estas cuotas de cacería se establecen como un porcentaje de la población o de la producción de la especie, con valores que oscilan entre el 20 y el 50% de la producción cosechable (Bodmer & Robinson 2004).

En este caso se simuló una cosecha constante del 10% de la población para todas las especies. De acuerdo con los resultados de simulación bajo estas condiciones de aprovechamiento, la comunidad de Puerto Loro logra su seguridad alimentaria y Bella Vista continua en estado de inseguridad alimentaria temporal, con lapsos en los cuales la proteína no alcanza los valores mínimos requeridos para una buena nutrición. Sin embargo, la cantidad de las temporadas de inseguridad alimentaria en Bella Vista es menor que en otros escenarios de simulación.

Respecto al tamaño de las poblaciones y su variación, la simulación muestra un declive de todas las poblaciones, con rápidas disminuciones que llevan las abundancias a valores críticos de diez individuos adultos o menos en lapsos que van de 3 a 14 años (Figura 2-16).

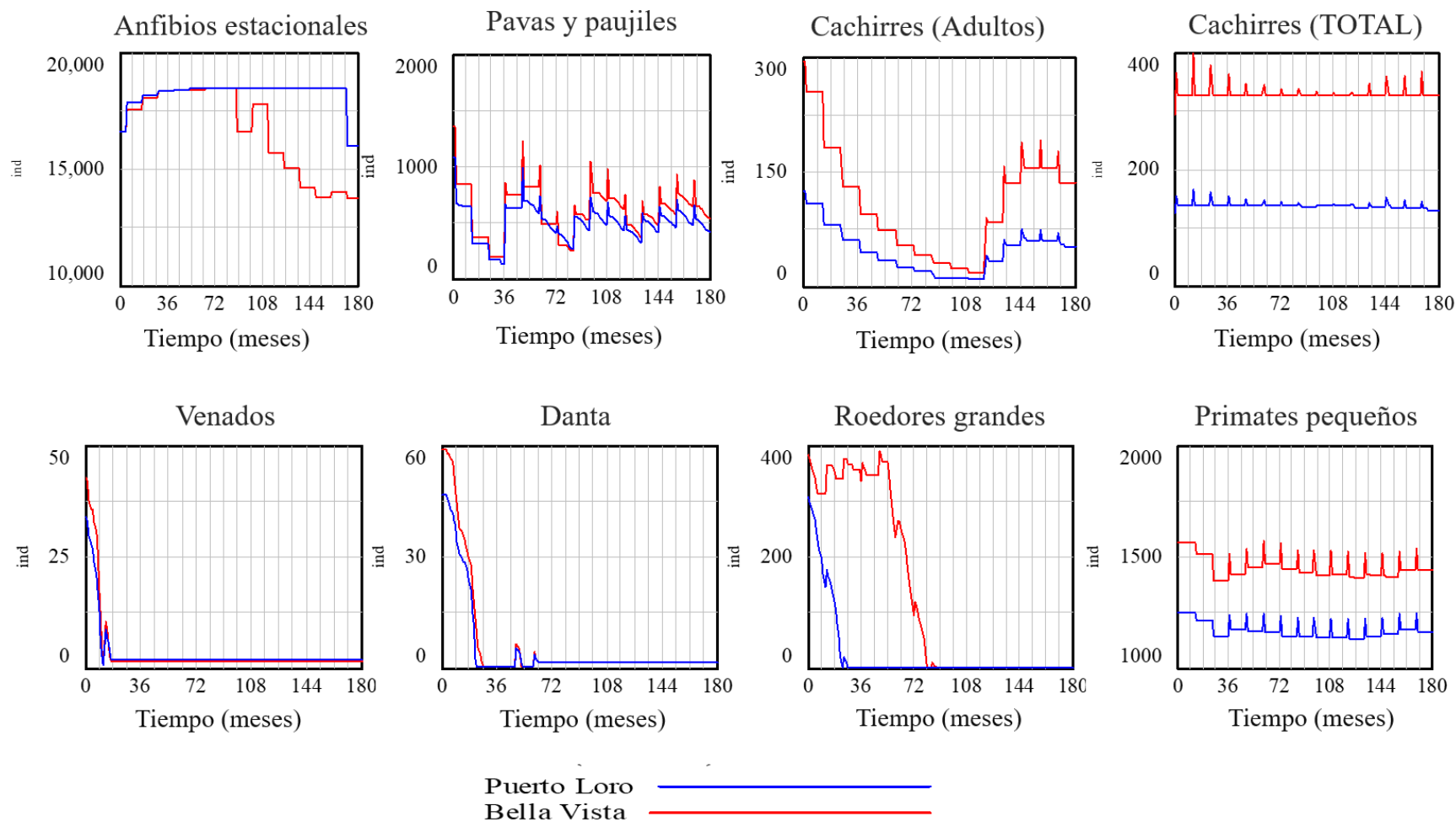
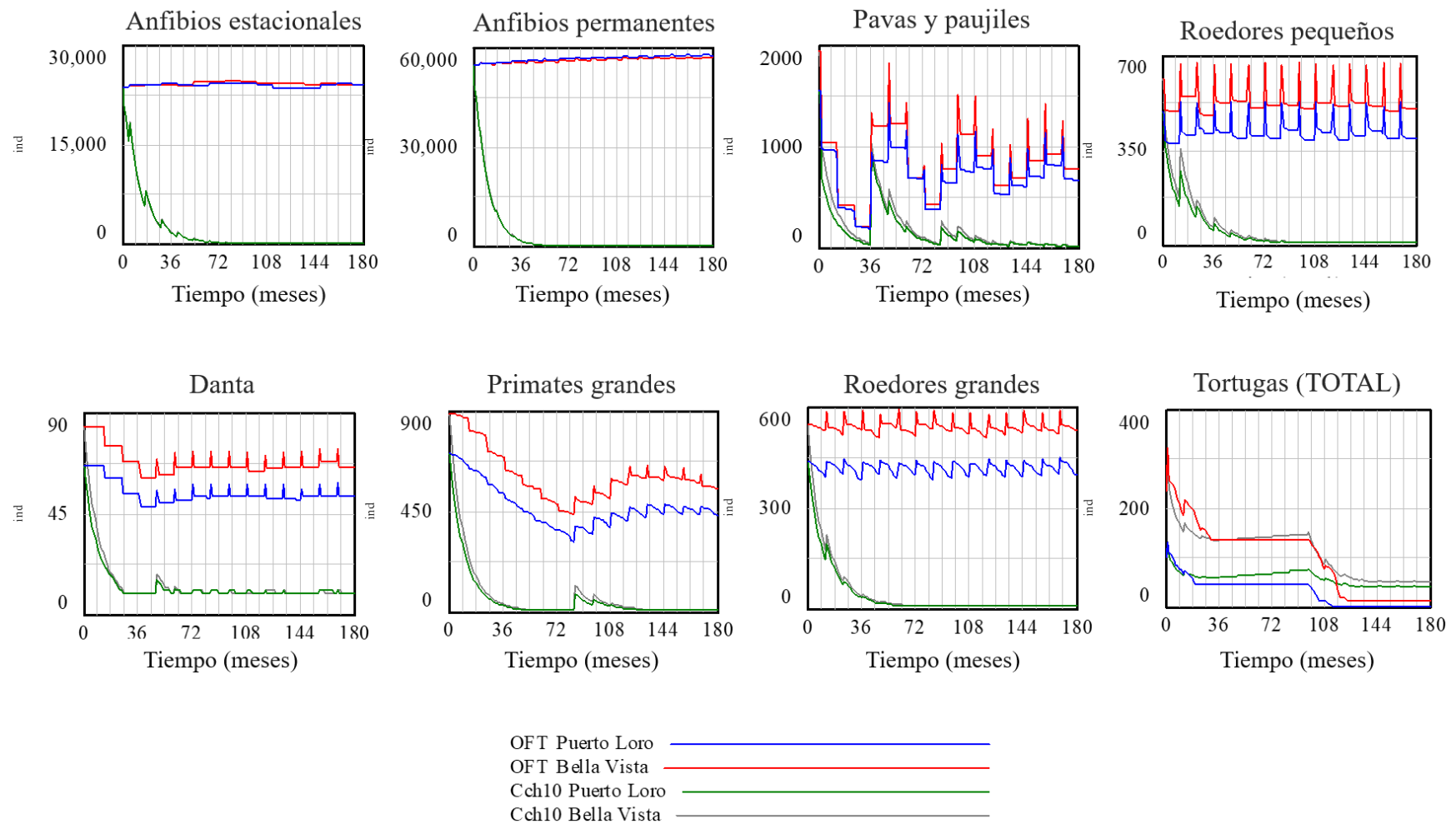
Figura 2-15: Comportamiento de las poblaciones de algunos grupos de fauna bajo un escenario de intervención por minería

Figura 2-16: Comportamiento de las poblaciones de algunos grupos de fauna bajo un escenario de pérdida de manejos tradicionales y adopción de cuotas (%) constantes de cacería



Ya que los reptiles presentan largos periodos de maduración para entrar a la población de adultos, que corresponde a la categoría susceptible de aprovechamiento, sus poblaciones son las que más persisten durante la simulación. Sin embargo, la población presenta una estructura etaria con dominancia de juveniles y crías, en tanto la población de adultos prácticamente desaparece hasta recuperarse por el reclutamiento de las crías producidas durante los primeros periodos de la simulación (Figura 2-16).

En general ambos escenarios de intervención generan insostenibilidad del aprovechamiento de fauna con graves consecuencias a largo plazo por la extirpación local de las poblaciones de la fauna de consumo y su potencial repercusión en la seguridad alimentaria de las comunidades.

2.5 Discusión

La sostenibilidad de forma amplia puede entenderse como un proceso y no un resultado, siendo un proceso adaptativo que requiere la capacidad de las sociedades (sistema social) para lidiar con los cambios mientras busca que el sistema ecológico mantenga la capacidad de soportar el sistema social. El mantenimiento de esta capacidad del sistema ecológico requiere del análisis y la comprensión de la dinámica de las interrelaciones entre los sistemas ecológicos y los sistemas sociales (Berkes et al. 2003). Sin embargo, por lo general la sostenibilidad de la cacería se evalúa únicamente desde su dimensión biológica y existen pocos intentos que evalúen el sistema de caza de subsistencia incluyendo a su vez la dimensión social y la económica de la sostenibilidad (Winterhalder & Lu 1997; Rowcliffe et al. 2003; Ling & Milner-Gulland 2008; Levi et al. 2009, 2011; Lu 2010; Iwamura et al. 2014, 2016; Martínez Salas 2014; De La Montaña et al. 2015a).

Para incluir en el análisis de sostenibilidad del uso de fauna todas sus dimensiones es fundamental abordar la problemática desde un marco holístico que permita investigar las interacciones hombre-medio ambiente. Se ha propuesto que las aproximaciones desde la teoría de sistemas complejos o la ciencia de la integración de las partes resultan útiles para recoger todos los factores que determinan la sostenibilidad del aprovechamiento (Holling 1973; Holing 2001). En este sentido los sistemas complejos corresponden a una colección de diversas entidades, conectadas entre sí e interdependientes, cuyo comportamiento está

determinado por reglas, es decir que tienen una función, así como la capacidad de adaptarse (Meadows 2008).

A partir de esta aproximación, este trabajo generó un modelo de la cacería de subsistencia en la zona del río Tiquié, en el cual se incluyen no solo las variables biológicas que determinan la sostenibilidad del aprovechamiento sino también algunas variables socioculturales. Como otros modelos previos, su estructura se basó en la combinación de las teorías de forrajeo óptimo y de dinámica de poblaciones (Winterhalder & Lu 1997; Rowcliffe et al. 2003; Lu 2010), las cuales resultaron útiles para describir la dinámica de este socio-ecosistema. Sin embargo, dadas las condiciones de baja productividad de la zona de estudio (Morán 1997; Osorno Muñoz et al. 2014) y el hecho de que las comunidades recurren de forma frecuente al uso de presas consideradas fuera de la dieta óptima, como recursos sustitutos de presas altamente rentables, fue necesario incluir como determinante de la decisión de uso de fauna el modelo de disminución de riesgo (Kelly 2013; Bettinger et al. 2015). Con esta innovación en la estructuración del modelo fue posible recoger y reflejar de forma más fidedigna el comportamiento de los cazadores, especialmente aquellos inmersos en ecosistemas de aguas negras, sometidos a las restricciones de producción características de estas áreas (Morán 1997).

Es conocido que los modelos de simulación corresponden a simplificaciones de la realidad lo que permite entender la dinámica de un fenómeno; sin embargo, esta simplificación puede llevar a la exclusión de algunas variables que intervienen en el sistema. Aunque el modelo elaborado en el presente trabajo refleja la realidad del aprovechamiento de fauna en las comunidades de Bella Vista y Puerto Loro, y que puede ser utilizado para otras comunidades de la zona, presenta sus limitaciones. Una limitación que vale la pena abordar en futuros desarrollos del modelo es que su estructuración parte del supuesto de poblaciones cerradas, por lo cual no es posible evaluar la importancia de la dinámica fuente-sumidero en el mantenimiento de las poblaciones de fauna. Para incluir este parámetro en la modelación es necesario elaborar un modelo espacialmente explícito, lo que implica contar con más información sobre el funcionamiento de las poblaciones de los grupos de fauna incluidos en el sistema, conociendo parámetros de inmigración y emigración entre subpoblaciones.

De acuerdo con las comunidades indígenas, la sostenibilidad del recurso recae sobre esta dinámica fuente-sumidero, pues desde su visión, las poblaciones de fauna no disminuyen hasta desaparecer sino que como consecuencia de los comportamientos de los cazadores el dueño de los animales puede tomar la decisión de retirar la fauna de la zona, llevándosela a su lugar de origen (Reichel-Dolmatoff 1997; Asociación de Capitanes y Autoridades tradicionales Indígenas del río Pirá Paraná ACAIPI 2015), lo que de cierta forma coincide con los principios de la dinámica fuente – sumidero. En este sentido sería importante recabar más información de las poblaciones de fauna en áreas sometidas a aprovechamiento y en sectores sin cacería, lo cual permitiría ajustar el modelo y hacerlo espacialmente explícito para comprobar el rol de la migración en la sostenibilidad de la cosecha (Ling & Milner-Gulland 2008).

Otra limitación importante de la modelación desarrollada es que los cazadores son tratados como un conglomerado y no como individuos independientes. Este abordaje solo es posible por las condiciones del área de estudio donde el comercio es despreciable y la cacería se realiza básicamente con fines de subsistencia. El modelo únicamente tiene aplicabilidad bajo estas condiciones, donde la fauna es vista como un recurso común y cuyo manejo es regulado de manera comunitaria. Si el área estuviera sometida al comercio la fauna como recurso común pasaría a manejarse bajo intereses individuales y no colectivos y sería necesaria la modelación del comportamiento de los cazadores a nivel individual, además de incluir en el análisis los factores de mercado (Shaffer et al. 2017b).

En el modelo también existen parámetros ya contemplados que vale la pena ajustar para garantizar que las simulaciones reflejen el comportamiento real del sistema. Entre estos está la tasa de encuentro (e) de los diferentes grupos de fauna, pues es un factor determinante de los encuentros efectivos presa-cazador y por lo tanto de los valores de extracción. Actualmente la tasa de encuentro incluida en el modelo se calculó con base en las densidades estimadas como lo sugieren Levi y colaboradores. No obstante, con la disminución de las densidades, consecuencia de aprovechamiento, se espera que la tasa de encuentro disminuya, pero esta disminución no presenta un comportamiento lineal. Es decir, las tasas de encuentro usadas en el modelo se ajustan a un rango limitado de valores de densidad y resultaría útil contar con estimaciones de la tasa de encuentro de las presas con diferentes densidades, de tal manera que sea posible establecer la función de

diminución de la tasa de encuentro para ajustar la función de detección de las presas principalmente en condiciones de baja densidad poblacional.

A pesar de las limitaciones anteriormente expuestas, se considera que el modelo puede ser usado por las comunidades indígenas para evaluar posibles manejos, pero principalmente como herramienta que permita generar predicciones de los posibles impactos por intervenciones externas.

De acuerdo con el análisis de estructura del modelo y de causalidad, la sostenibilidad del sistema de cacería recae sobre varios factores. Como se planteó a partir de los resultados del monitoreo 2013-2014 (Osorno Muñoz et al. 2014) la diversidad de especies usadas en la zona es determinante en la sostenibilidad del sistema. Esta diversidad influye en la decisión de ataque a una presa determinada, pero además significa la posibilidad de seleccionar de este abanico amplio de presas incluso especies subóptimas pero que aseguren algún nivel de aporte energético y de proteína (recursos sustitutos) y por ende, que aporten a garantizar el balance nutricional y la seguridad alimentaria.

En este sentido se ha planteado que la modelación de sistemas de cacería deben incluir las preferencias parciales de los cazadores (Rowcliffe et al. 2003), ya que las modelaciones planteadas hasta el momento se basan generalmente en preferencias absolutas que conducen a la selección únicamente de especies con alto rendimiento (teoría de forrajeo óptimo), pero se ha observado que la selección de las presas muchas veces no responde a este patrón convirtiendo la selección de presas por preferencias parciales muchas veces en la regla y no en la excepción (Alvard 1993; Alvard et al. 1995). Como se observó en las comunidades estudiadas, la inclusión del modelo de reducción de riesgo permite abarcar estas preferencias parciales que resultan de gran importancia en ecosistemas de baja productividad o incluso en áreas sobreexplotadas o sometidas a cacería comercial donde las especies más rentables energéticamente son escasas (Rowcliffe et al. 2003).

Otro factor importante que incide en la sostenibilidad de la cacería es el esfuerzo de búsqueda de los cazadores, que además está relacionado con el tamaño de las poblaciones humanas que dependen del recurso. El esfuerzo determina el nivel de aprovechamiento, pues a mayor esfuerzo, mayor cantidad de encuentros efectivos y en consecuencia extracciones más altas. En este punto particular, el factor más relevante

corresponde al tamaño de las poblaciones humanas, ya que éste incrementa la presión sobre el recurso fauna y de acuerdo con las simulaciones genera mayores impactos, llevando a las dos comunidades a la inseguridad alimentaria, a la vez que las poblaciones de fauna caen a niveles críticos e inclusive algunas llegan a extinciones locales. Este hallazgo coincide con resultados de otros trabajos que han establecido que el incremento de las comunidades humanas conduce a un declive general de las poblaciones aprovechadas, no solo por aumento de la presión de caza sino por una disminución del hábitat disponible para la fauna, al generarse un número mayor de chagras y espacios de cultivo (Iwamura et al. 2014; Shaffer et al. 2017c).

Como en otros estudios, la tecnología de caza resulta más importante en la sostenibilidad del sistema que el tamaño de las poblaciones humanas (Levi et al. 2009; De La Montaña et al. 2015a; Shaffer et al. 2017b), pues con tecnologías altamente efectivas como las escopetas la probabilidad de captura de la presa se incrementa y se aumenta el acceso a especies de gran tamaño. En estudios sobre selección de caza en el neotrópico (Redford & Robinson 1987) se ha establecido que el cambio en las tecnologías de cacería por el ingreso de escopetas incrementa la probabilidad de captura y aumenta la intensidad de caza, pues la efectividad del método disminuye los tiempos de búsqueda y manejo post-encuentro, lo que lleva a que con un mismo esfuerzo se pueda incrementar la extracción.

Aunque en la zona de estudio el acceso a las escopetas y particularmente a los insumos necesarios es limitado, intervenciones que generen mayor conectividad de las comunidades con centros urbanos podrían implicar el incremento en el uso de estas tecnologías, con las consecuentes disminuciones de fauna de talla grande y su impacto en la seguridad alimentaria.

Por su parte, factores como la capacidad de carga que refleja la pérdida de cobertura o el tamaño de los territorios parecen no incidir de manera determinante en la sostenibilidad del aprovechamiento, pues las simulaciones que incluyen la manipulación de estos parámetros mostraron una disminución en el tamaño inicial de las poblaciones de fauna, pero no diferencias con los resultados del modelamiento base. Esta baja incidencia de la pérdida de hábitat en la sostenibilidad coincide con otros estudios, donde se estableció que las conversiones del uso de la tierra pueden generar impactos no lineales y pasajeros

sobre las poblaciones de fauna aprovechada y sobre las comunidades humanas, pero generalmente el sistema absorbe la perturbación llevándolo a un nuevo equilibrio (Iwamura et al. 2014, 2016).

Entre los factores evaluados como posibles implicados en la sostenibilidad del sistema de cacería de subsistencia se incluyeron los manejos culturales. Abordar este tema resulta complicado ya que las comunidades presentan una altísima riqueza cultural, donde el manejo de los recursos está mediado por visiones rituales, muchas veces difíciles de comprender para las sociedades no indígenas. Sin embargo, para evaluar los factores culturales que determinan la sostenibilidad se realizaron ajustes al modelo para incluir simulaciones de acuerdo con el calendario ecológico tradicional, que corresponde al mecanismo más generalizado para el manejo tradicional de los recursos.

El calendario ecológico se organiza de acuerdo con el nivel de las aguas y el paso de las constelaciones, que definen el inicio y el fin de las diferentes temporadas, para las cuales se establecen los manejos adecuados basados en la abundancia estacional de las especies y las actividades que deben realizar las comunidades en cada periodo (Reichel-Dolmatoff 1997; Asociación de Autoridades Tradicionales Indígenas de la Zona del río Tiquié 2014; Asociación de Capitanes y Autoridades tradicionales Indígenas del río Pirá Paraná ACAIPI 2015). Este calendario ecológico se ha transmitido de manera oral desde los sabedores tradicionales hacia la comunidad, pero actualmente muchas de estas prácticas se han perdido, bien sea por la dinámica social o por los cambios en la educación de los niños, por lo cual las comunidades están interesadas en su recuperación.

Dentro de los trabajos del plan de vida indígena de AATIZOT se recuperó parte del conocimiento del calendario tradicional de las etnias Tuyuca y Bará (Asociación de Autoridades Tradicionales Indígenas de la Zona del río Tiquié 2014). A partir de este trabajo se parametrizó el modelo y se realizaron las simulaciones. Como se observó en las salidas de la modelación, si las comunidades ajustan el uso de la fauna al calendario ecológico tradicional se genera un incremento de la cacería y a su vez se incrementa su aporte proporcional a la proteína total, llegando a aportes similares a los de la pesca. Este aumento de los aportes de proteína al sistema hace que las comunidades mantengan su seguridad alimentaria durante periodos más prolongados, dándole a este manejo tradicional una importancia clave en la nutrición de las comunidades humanas.

Adicionalmente, los impactos en la persistencia de las poblaciones de fauna a largo plazo son menores que los establecidos en otros escenarios de simulación pues, aunque se presentan disminuciones en las abundancias de fauna, la única población que llega a tamaños poblacionales críticos o incluso se extingue localmente son los roedores grandes (*Cuniculus paca*). La lapa corresponde a la especie de mayor preferencia por parte de las comunidades, razón por la que los cazadores aspiran a cuotas altas de extracción, las cuales sostenidas a lo largo del tiempo generan la extirpación de la especie tras 11 años de aprovechamiento. Es importante aclarar que, para poder realizar la simulación, las cuotas estacionales de aprovechamiento según el calendario ecológico se mantuvieron constantes a lo largo del horizonte de tiempo contemplado; sin embargo, en las comunidades los sabedores tradicionales introducen variaciones en los niveles de aprovechamiento estacional, ajustando las cuotas de extracción de acuerdo con las observaciones realizadas en sus actividades diarias y al conocimiento de sus territorios.

A pesar de la posible extinción local de la lapa, el calendario tradicional resultó ser el manejo con mejores resultados tanto para las poblaciones animales como para las comunidades humanas. Teniendo presente el posible conflicto con el uso de la lapa, aun cuando se ajusten periódicamente los aprovechamientos, sería importante evaluar los estimativos actuales de densidad para hacerlos más precisos, así como estudiar la dinámica fuente-sumidero para esta especie.

La eficiencia de los manejos tradicionales ha sido mencionada en varios estudios de sostenibilidad de cacería en el Neotrópico (Vickers 1991; Winterhalder & Lu 1997; Kümpel et al. 2010) pero su inclusión en los análisis sigue resultando complicada (Morsello et al. 2015; Iwamura et al. 2016), haciendo del modelo aquí propuesto un aporte significativo a la evaluación de la efectividad de estos manejos tradicionales.

El modelo desarrollado en el presente trabajo realiza aportes útiles a la evaluación integral de la sostenibilidad de la cacería de subsistencia, incluyendo la evaluación del mantenimiento de las poblaciones de fauna silvestre aprovechadas, pero también evaluando el aporte nutricional para las comunidades. Teniendo en cuenta, la definición de seguridad alimentaria, los resultados de la modelación muestran que en el área de estudio la cacería de subsistencia apunta principalmente a garantizar el acceso a las

preferencias alimentarias de las comunidades más que a garantizar una nutrición adecuada, pues el aporte de la cacería a los valores de proteína totales acumulados por la comunidad es mínimo frente a los volúmenes de extracción de la pesca e incluso a la proteína vegetal proveniente de la chagra o de recolección de frutos. La posibilidad de acceder a las preferencias alimentarias también colabora al mantenimiento cultural de estas comunidades.

2.6 Conclusiones

Uno de los factores más importantes en la determinación de la sostenibilidad del aprovechamiento es el tamaño de las poblaciones humanas como consumidores de la fauna aprovechada, afectando tanto la estabilidad de la oferta, como el número de consumidores que dependen del recurso para su balance nutricional.

Otro factor determinante en la sostenibilidad, particularmente para generar el acceso al recurso o una limitación de acceso es que las comunidades cuenten con la tecnología de cacería adecuada para la captura de la especie de encontrada. En la zona muchas veces los encuentros de fauna no llevan a la persecución y la captura efectiva de la presa por carecer de escopetas o municiones y por la pérdida del conocimiento tradicional sobre tecnologías propias de cacería. De hecho, las comunidades han manifestado esta pérdida de conocimiento y por ello elaboraron una cartilla que recoge parte de este saber. Sin embargo, dada la tasa de retorno de la escopeta, un acceso irrestricto a esta tecnología conllevaría a un incremento desmedido de la cacería y a la disminución de la fauna de uso e incluso a la extinción local de las poblaciones de especies menos resilientes, como mamíferos de larga vida, maduración sexual tardía y baja reproducción.

De acuerdo con los resultados, los manejos tradicionales de la fauna de cacería, como el aprovechamiento siguiendo el calendario ecológico tradicional, son herramientas de manejo adecuadas y efectivas, que garantizan tanto la sostenibilidad de las poblaciones aprovechadas como la nutrición de las comunidades humanas.

Aunque la modelación de sistemas complejos busca simplificar la realidad y que por ende los resultados de las simulaciones deben ser interpretados con cuidado, se considera que una intervención como la minería, que incremente el número de habitantes de estas

comunidades y produzca un uso generalizado de las escopetas en la caza, podría resultar catastrófica para el sistema de cacería de subsistencia.

El aporte de la cacería a los valores de proteína totales acumulados por la comunidad es mínimo ya que para los volúmenes de extracción resulta más importante la pesca e incluso la proteína vegetal proveniente de la chagra o de recolección de frutos silvestres. Por lo tanto, más allá del aporte nutricional, el consumo de fauna de cacería apunta a garantizar a las comunidades el acceso a sus preferencias alimentarias, las cuales adicionalmente tienen un alto valor cultural.

Finalmente, el modelo desarrollado sirve como herramienta para la evaluación de posibles intervenciones y sus impactos sobre los territorios de las comunidades y su sistema de subsistencia. Los principales ajustes a futuro consisten en la recolección de un mayor volumen de información primaria de las poblaciones aprovechadas, para ajustar los estimativos de abundancia poblacional, tasas de encuentro e incorporar valores de tasas de migración.

2.7 Bibliografía

- Alvard M, Alcorn JB, Bodmer RE, Hames R, Hill K, Hudson J, Lyman RL, Puri RK, Smith EA, Stearman AM. 1995. Intraspecific Prey Choice by Amazonian Hunters [and Comments and Reply]. *Current Anthropology* **36**:789–818.
- Alvard MS. 1993. Testing the “ecologically noble savage” hypothesis: Interspecific prey choice by Piro hunters of Amazonian Peru. *Human Ecology* **21**:355–387.
- Asociación de Autoridades Tradicionales Indígenas de la Zona del río Tiquié. 2014. Plan de vida de AATIZOT. Fundación GAIA Amazonas, Tiquié - Vaupés.
- Asociación de Capitanes y Autoridades tradicionales Indígenas del río Pirá Paraná ACAIPI. 2015. Hee Yaia Godo – Bakari El Territorio de los Jaguares de Yurupari. Asociación de Capitanes y Autoridades tradicionales Indígenas del río Pirá Paraná ACAIPI - Fundación GAIA Amazonas, Bogotá, D.C.
- Benítez-López A et al. 2017. The impact of hunting on tropical mammal and bird populations. *Science* **356**:180–183.
- Bennett EL, Robinson JG. 2000. Hunting for the sustainability: the start of a synthesis. Pages 499–519 in J. G. Robinson and E. L. Bennett, editors. *Hunting for sustainability*

- in tropical forests. Columbia University Press, New York.
- Berkes F, Colding J, Folke C. 2003. Introduction. Pages 1–30 in F. Berkes, J. Colding, and C. Folke, editors. *Navigating social–ecological systems: building resilience for complexity and change*. Cambridge University Press, New York.
- Bettinger RL, Garvey R, Tushingham S. 2015. *Hunter-Gatherers: Archaeological and Evolutionary Theory*. Interdisciplinary Contributions to Archaeology. Springer, New York.
- Bodmer RE. 2003. Evaluación de la sustentabilidad de la caza en los Neotrópicos: el modelo de cosecha unificado. Pages 252–261 *Manejo de Fauna Silvestre en los Neotrópicos*. CITES, Fundación Natura.
- Bodmer RE, Eisenberg JF, Redford KH. 1997. Hunting and the Likelihood of Extinction of Amazonian Mammals. *Conservation Biology* **11**:460–466.
- Bodmer RE, Robinson JG. 2004. Evaluating the Sustainability of Hunting in the Neotropics. Pages 299–323 in K. M. Silvius, R. E. Bodmer, and J. M. V. Fragoso, editors. *People in Nature: Wildlife Conservation in South and Central America*. New York.
- Cabalzar A. 2013. Organização socioespacial e predomínios linguísticos no rio Tiquié. Pages 129–161 in P. Epps and K. Stenzel, editors. *Upper Rio Negro: cultural and linguistic interaction in Northwestern Amazonia*. Museu Nacional, Museu do Índio - FUNAI., Rio de Janeiro.
- Carrillo MP, Cardona JEK, Barrera JA, Hernández MS. 2016. Colombia Frutas de la Amazonia. Instituto Amazónico de Investigaciones Científicas – SINCHI Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible, Bogotá, D.C.
- Cawthorn DM, Hoffman LC. 2015. The bushmeat and food security nexus: A global account of the contributions, conundrums and ethical collisions. *Food Research International* **76**:906–925. Elsevier Ltd.
- De La Montaña E, Moreno-Sánchez R del P, Maldonado JH, Griffith DM. 2015a. Predicting hunter behavior of indigenous communities in the Ecuadorian Amazon: insights from a household production model. *Ecology and Society* **20**.
- De La Montaña E, Moreno-Sánchez R del P, Maldonado JH, Griffith DM. 2015b. Predicting hunter behavior of indigenous communities in the Ecuadorian Amazon: Insights from a household production model. *Ecology and Society* **20**:30.
- Golden CD, Fernald LCH, Brashares JS, Rasolofoniaina BJR, Kremen C. 2011. Benefits of wildlife consumption to child nutrition in a biodiversity hotspot. *Proceedings of the National Academy of Sciences* **108**:19653–19656.
- Holling CS. 2001. Understanding the Complexity of Economic, Ecological, and Social Systems. *Ecosystems* **4**:390–405.
- Holling CS. 1973. Resilience and Stability of Ecological Systems. *Annual Review of Ecology and Systematics* **4**:1–23.

- Instituto Colombiano de Bienestar Familiar. 2015. Tabla de Composición de Alimentos Colombianos (TCAC). Instituto Colombiano de Bienestar Familiar y la Universidad Nacional de Colombia, Bogotá, D.C.
- Instituto Colombiano de Bienestar Familiar, Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura. 2015. Guías Alimentarias. Bogotá, D.C.
- Iwamura T, Lambin EF, Silviu KM, Luzar JB, Fragoso JMV. 2016. Socio-environmental sustainability of indigenous lands: Simulating coupled human-natural systems in the Amazon. *Frontiers in Ecology and the Environment* **14**:77–83.
- Iwamura T, Lambin EF, Silviu KM, Luzar JB, Fragoso JM V. 2014. Agent-based modeling of hunting and subsistence agriculture on indigenous lands: Understanding interactions between social and ecological systems. *Environmental Modelling and Software* **58**:109–127. Elsevier Ltd.
- Kelly RL. 2013. Chapter 3 Foraging and Subsistence. Pages 40–76 *Lifeways of Hunter-Gatherers: The Foraging Spectrum*. Cambridge University Press, Cambridge.
- Kümpel NF, Milner-Gulland EJ, Cowlshaw G, Marcus Rowcliffe J. 2010. Assessing sustainability at multiple scales in a rotational bushmeat hunting system. *Conservation Biology* **24**:861–871.
- Levi T, Shepard GH, Ohl-Schacherer J, Peres CA, Yu DW. 2009. Modelling the long-term sustainability of indigenous hunting in Manu National Park, Peru: Landscape-scale management implications for Amazonia. *Journal of Applied Ecology* **46**:804–814.
- Levi T, Shepard GH, Ohl-Schacherer J, Wilmers CC, Peres CA, Yu DW. 2011. Spatial tools for modeling the sustainability of subsistence hunting in tropical forests. *Ecological Applications* **21**:1802–1818.
- Ling S, Milner-Gulland EJ. 2006. Assessment of the sustainability of bushmeat hunting based on dynamic bioeconomic models. *Conservation Biology* **20**:1294–1299.
- Ling S, Milner-Gulland EJ. 2008. When does spatial structure matter in models of wildlife harvesting? *Journal of Applied Ecology* **45**:63–71.
- Lu F. 2010. Patterns of Indigenous Resilience in the Amazon : A Case Study of Huaorani Hunting in Ecuador. *Journal of Ecological Anthropology* **14**:5–21.
- Martínez Salas M del P. 2014. Modelamiento integrado de la sostenibilidad de la cacería en el sector oriental del PNN Tuparro (Vichada). Universidad Nacional de Colombia.
- Meadows DH. 2008. Thinking in Systems — a primer. Chelsea Green Publishing, White River Junction, Vermont, USA.
- Milner-Gulland EJ, Akcakaya HR. 2001. Sustainability indices for exploited populations. *Trends in Ecol. Evol.* **16**:686–692.
- Milner-Gulland EJ, Rowcliffe JM. 2007. Conservation and Sustainable Use : A Handbook of Techniques. Page Techniques. Oxford University Press, New York.

- Ministerio de Salud, Instituto Colombiano de Bienestar Familiar. 1999. Guías alimentarias para la población colombiana mayor de dos años: Bases técnicas. Fundación Colombiana para la Nutrición Infantil - NUTRIR, Ministerio de Salud, ICBF, Bogotá, D.C.
- Mithen SJ. 1989. Modeling Hunter-Gatherer Decision Making: Complimenting Optimal Foraging Theory. *Human Ecology* **17**:59–83.
- Morán E. 1997. La ecología humana de los pueblos de la Amazonía. Fondo de cultura económica, Madrid.
- Morsello C, Yagüe B, Beltreschi L, van Vliet N, Adams C, Schor T, Quiceno-Mesa MP, Cruz D. 2015. Cultural attitudes are stronger predictors of bushmeat consumption and preference than economic factors among urban amazonians from brazil and colombia. *Ecology and Society* **20**.
- Naciones Unidas. 1992. Convenio sobre la Diversidad Biológica.
- Nasi R, Taber a., Van Vliet N. 2011. Empty forests, empty stomachs? Bushmeat and livelihoods in the Congo and Amazon Basins. *International Forestry Review* **13**:355–368.
- Organización de las Naciones Unidas para la Agricultura y la Alimentación. 1996. Declaración de Roma sobre la Seguridad Alimentaria Mundial y plan de Acción de la Cumbre Mundial. Roma.
- Osorno Muñoz M, Atuesta Dimian N, Jaramillo Hurtado LF, Sua Tunjano S, Barona Colmenares A, Roncancio Duque N. 2014. La despensa del Tiquié: Diagnóstico y manejo comunitario de la fauna de consumo en la Guayana colombiana. Instituto Amazónico de Investigaciones Científicas “SINCHI,” Bogotá, D.C.
- Ostrom E. 2009. A General Framework for Analyzing Sustainability Systems of Social-Ecological systems. *Science* **325**:419–422.
- Peres CA. 2000. Effects of Subsistence Hunting on Vertebrate Forests Community Structure in Amazonian Forests. *Conservation Biology* **14**:240–253.
- Peres CA, Palacios E. 2007. Basin Wide Effects of Game Harvest on Vertebrate Population Densities in Amazonian Forests: Implications for Animal Mediated Seed Dispersal. *Biotropica* **39**:304–315.
- Peres CA, Thaise E, Schietti J, Desmoulières SJM, Levi T. 2016. Dispersal limitation induces long-term biomass collapse in overhunted Amazonian forests. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* **113**:892–897.
- Pinstrup-Andersen P. 2009. Food security: definition and measurement. *Food Security* **1**:5–7.
- Redford K. 1992. The empty forest. *BioScience* **42**:412–422.
- Redford KH, Robinson JG. 1987. The Game of Choice: Patterns of Indian and Colonist Hunting in the Neotropics. *American Anthropologist* **89**:650–667.
- Reichel-Dolmatoff G. 1997. Chamanes de la selva pluvial: Ensayos sobre los indios

Tukano del Noroeste Amazónico. Themis Books, London.

Robinson JG, Bennett EL. 2004. Having your wildlife and eating it too: an analysis of hunting sustainability across tropical ecosystems. *Animal Conservation* **7**:397–408.

Robinson JG, Redford KH, editors. 1991. Neotropical wildlife use and conservation. University of Chicago Press, Chicago.

Rowcliffe JM, Cowlishaw G, Long J. 2003. A model of human hunting impacts in multi-prey communities. *Journal of Applied Ecology* **40**:872–889.

Rowcliffe JM, Field J, Turvey ST, Carbone C. 2008. Estimating animal density using camera traps without the need for individual recognition. *Journal of Applied Ecology* **45**:1228–1236.

Rudas A. 2009. Unidades ecogeográficas y su relación con la diversidad vegetal de la amazonia colombiana. Universidad Nacional de Colombia.

Rushton J, Viscarra R, Viscarra C, Basset F, Baptista R, Brown D. 2005. How Important is Bushmeat Consumption in South America: Now and in the Future? *Odi Wildlife Policy Briefing* **11**:1–4.

Shaffer CA, Milstein MS, Yukuma C, Marawanaru E, Suse P. 2017a. Sustainability and comanagement of subsistence hunting in an indigenous reserve in Guyana. *Conservation Biology* **31**:1119–1131.

Shaffer CA, Milstein MS, Yukuma C, Marawanaru E, Suse P. 2017b. Sustainability and comanagement of subsistence hunting in an indigenous reserve in Guyana. *Conservation Biology* **31**:1119–1131.

Shaffer CA, Yukuma C, Marawanaru E, Suse P. 2017c. Assessing the sustainability of Waiwai subsistence hunting in Guyana by comparison of static indices and spatially explicit, biodemographic models. *Animal Conservation*:1–11.

Sirén AH, Hambäck P, Machoa J. 2004. Including Spatial Heterogeneity and Animal Dispersal When Evaluating Hunting: a Model Analysis and an Empirical Assessment in an Amazonian Community. *Conservation Biology* **18**:1315–1329.

Sutherland WJ. 2001. Sustainable exploitation: a review of principles and methods. *Wildlife Biology* **7**:131–140.

Vargas Tovar N. 2012. Carne de monte y seguridad alimentaria: consumo, valor nutricional, relaciones sociales y bienestar humano en Colombia. Pages 65–87 in S. Restrepo, editor. Carne de monte y seguridad alimentaria. Instituto de Investigaciones de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt.

Vickers WT. 1991. Hunting yields and game composition over ten years in an Amazonian village. Pages 53–81 in J. . Robinson and K. H. Redford, editors. Neotropical wildlife use and conservation. University of Chicago Press.

Winterhalder B, Lu F. 1997. A forager-resource population ecology model and implications for indigenous conservation. *Conservation Biology* **11**:1354–1364.

A. Anexo: Parámetros de modelación del sistema de subsistencia

Nombre	Parámetro	Tipo variable	Valor	Fuente
Com	Comunidad	Auxiliar (botón)	Bella Vista = 0 Puerto Loro = 1	
Lluvia	Precipitación mensual	Control	Promedio mensual mm Aeropuerto Mitú (1960 - 2001)	Ideam (2001) en Rudas (2009)
Área	Area Comunidad Bella Vista	Auxiliar (Constante)	253,17 Km ²	Cartografía social (Sinchi 2014)
	Area Comunidad Puerto Loro	Auxiliar (Constante)	202,41 km ²	Cartografía social (Sinchi 2014)
PARAMETROS MODULO DINÁMICA POBLACIONAL				
K AnE	Capacidad de carga de Anfibios estacionales	Auxiliar (Constante)	26343 ind	Bonilla (2015)
K AnP	Capacidad de carga de Anfibios Permanentes	Auxiliar (Constante)	Tamaño poblacional = 60746 ind	Martins & Moreira (1991)
K Cjch	Capacidad carga Cajuche (<i>Tayassu pecari</i>)	Auxiliar (Constante)	Bella Vista = 76 ind. Puerto Loro = 61 ind.	Osorno <i>et al.</i> (2014)
K Crll	Capacidad carga Cerrilo (<i>Pecari tajacu</i>)	Auxiliar (Constante)	Bella Vista = 110 ind. Puerto Loro = 88 ind.	Osorno <i>et al.</i> (2014)
K Dnt	Capacidad carga Danta (<i>Tapirus terrestris</i>)	Auxiliar (Constante)	Bella Vista = 93 ind. Puerto Loro = 74 ind.	Osorno <i>et al.</i> (2014)

Nombre	Parámetro	Tipo variable	Valor	Fuente
K G	Capacidad carga Gallinetas (Tinamidae)	Auxiliar (Constante)	Bella Vista = 2666 ind. Puerto Loro = 2132 ind.	Osorno <i>et al.</i> (2014)
K PG	Capacidad carga Primates Grandes (<i>Alouatta seniculus</i> , <i>Lagothrix lagotricha</i> , <i>Sapajus apella</i>)	Auxiliar (Constante)	Bella Vista = 985 ind. Puerto Loro = 788 ind.	Osorno <i>et al.</i> (2014)
K Ppq	Capacidad carga Primates pequeños (<i>Saguinus inustus</i> , <i>Saimiri sciureus</i> y <i>Callicebus lugens</i>)	Auxiliar (Constante)	Bella Vista = 2487 ind. Puerto Loro = 1989 ind.	Osorno <i>et al.</i> (2014)
K PyP	Capacidad carga Pavas y Paujiles (Cracidae)	Auxiliar (Constante)	Bella Vista = 2158 ind. Puerto Loro = 1725 ind.	Osorno <i>et al.</i> (2014)
K RG	Capacidad carga Reptiles grandes (<i>Cuniculus paca</i>)	Auxiliar (Constante)	Bella Vista = 608 ind. Puerto Loro = 486 ind.	Osorno <i>et al.</i> (2014)
K Rp	Capacidad carga Roedores pequeños (<i>Dasyprocta fuliginosa</i> y <i>Myoprocta acouchy</i>)	Auxiliar (Constante)	Bella Vista = 684 ind. Puerto Loro = 547 ind.	Osorno <i>et al.</i> (2014)
K RtlC	Capacidad carga máxima Reptiles-Cachirre (<i>Paleosuchus palpebrosus</i> y <i>P. trigonatus</i>)	Auxiliar (Constante)	Bella Vista = 466 ind. Puerto Loro = 198 ind.	Magnusson & Lima (1991)
K RtlT	Capacidad carga Reptiles-Tortugas (M. gibba, M. raniceps, P. geoffroanus, R. rufipes)	Auxiliar (Constante)	Bella Vista = 260 ind. Puerto Loro = 111 ind.	Sanchez (2008)
K Vnd	Capacidad carga Venados (<i>Mazama</i> spp)	Control	Bella Vista = 68 ind. Puerto Loro = 54 ind.	Sinchi (2014)

Nombre	Parámetro	Tipo variable	Valor	Fuente
Pc + Acrónimo	Población de crías de cada grupo de especies B87	Depósito	Valor inicial = 0	
pd + Acrónimo	Producción para cada grupo de especies (AnE, AnP, Cjch, Crll, Dnt, G, Ocs, PG, Ppq, PyP, RG, Rp, RtlC, RtlT, Vnd)	Auxiliar		
nt + Acrónimo	Natalidad para cada grupo de especies (AnE, AnP, Cjch, Crll, Dnt, G, Ocs, PG, Ppq, PyP, RG, Rp, RtlC, RtlT, Vnd)	Auxiliar		
rAnE	Tasa intrínseca de crecimiento poblacional de Anfibios estacionales (<i>Osteocephalus cabrerai</i> , <i>O. taurinus</i> y <i>O. yasuni</i>)	Auxiliar (Constante)	$\lambda = 2,123$ $r = 0,7528$	Bonilla (2015)
rAnP	Tasa intrínseca de crecimiento poblacional de anfibios permanentes (<i>Leptodactylus pentadactylus</i> , <i>L. riveroi</i> e <i>Hypsiboas wavrini</i>)	Auxiliar (Constante)	$r = 0,15$	Magnusson et al. (1999)
PrH Cjch	Proporción de hembras en la población de Cajucho (<i>Tayassu pecari</i>)	Auxiliar (Constante)	0,5	Bodmer et al. (1997)
PrH Crll	Proporción hembras en la población de cerrillo (<i>Pecari tajacu</i>)	Auxiliar (Constante)	0,5	Osorno et al. (2014)
PrH Dnt	Proporción hembras en la población de danta (<i>T. terrestris</i>)	Auxiliar (Constante)	0,5	Osorno et al. (2014)
PrH G	Proporción hembras en la población de gallinetas (Tinamidae)	Auxiliar (Constante)	0,5	
PrH PG	Proporción hembras en la población de primates grandes (A.	Auxiliar (Constante)	0,5	Osorno et al. (2014)

Nombre	Parámetro	Tipo variable	Valor	Fuente
	<i>seniculus</i> , <i>L. lagotricha</i> , <i>S. apella</i>)			
PrH Ppq	Proporción hembras en la población de primates pequeños (<i>S. inustus</i> , <i>S. sciureus</i> y <i>C. lugens</i>)	Auxiliar (Constante)	0,5	Osorno <i>et al.</i> (2014)
PrH PyP	Proporción hembras en la población de Pavas y paujiles (Cracidae)	Auxiliar (Constante)	0,5	
PrH RG	Proporción hembras en la población de roedores grandes (<i>Cuniculus paca</i>)	Auxiliar (Constante)	0,5	Osorno <i>et al.</i> (2014)
PrH Rp	Proporción hembras en la población de roedores pequeños (<i>D. fuliginosa</i> y <i>M. acouchy</i>)	Auxiliar (Constante)	0,5	Osorno <i>et al.</i> (2014)
PrH RtlC	Proporción hembras en la población de cachirres (<i>Paleosuchus</i> spp)	Auxiliar (Constante)	0,5	
PrHRtlT	Proporción hembras en la población de tortugas (<i>M. gibba</i> , <i>M. raniceps</i> , <i>P. geoffroanus</i> , <i>R. rufipes</i>)	Auxiliar (Constante)	0,5	
PrH Vnd	Proporción hembras en la población de venados (<i>Mazama</i> spp)	Auxiliar (Constante)	0,5	Osorno <i>et al.</i> (2014)
Hr Cjch	% hembras activas reproductivamente para danta (<i>T. pecari</i>)	Auxiliar (Constante)	0,5	
Hr Crll	% hembras activas reproductivamente para cerrillo (<i>P. tajacu</i>)	Auxiliar (Constante)	0,25	Sinchi (2014)
Hr Dnt	% hembras activas reproductivamente para danta (<i>T. terrestris</i>)	Auxiliar (Constante)	0,5	Osorno <i>et al.</i> (2014)

Nombre	Parámetro	Tipo variable	Valor	Fuente
Hr G	% hembras activas reproductivamente para gallinetas (Tinamidae)	Auxiliar (Constante)	0,5	
Hr PG	% hembras activas reproductivamente de primates grandes (<i>A. seniculus</i> , <i>L. lagotricha</i> , <i>S. apella</i>)	Auxiliar (Constante)	0,5	Osorno <i>et al.</i> (2014)
Hr Ppq	% hembras activas reproductivamente de primates pequeños (<i>S. inustus</i> , <i>S. sciureus</i> y <i>C. lugens</i>)	Auxiliar (Constante)	0,16	Osorno <i>et al.</i> (2014)
Hr PyP	% hembras activas reproductivamente de Pavas y paujiles (Cracidae)	Auxiliar (Constante)	0,5	
Hr RG	% hembras ctivas reproductivamente de roedores grandes (<i>C. paca</i>)	Auxiliar (Constante)	0,19	Osorno <i>et al.</i> (2014)
Hr Rp	% hembras activas reproductivamente roedores pequeños (<i>D. fuliginosa</i> , <i>M. acouchy</i>)	Auxiliar (Constante)	0,13	Osorno <i>et al.</i> (2014)
Hr RtlC	% hembras activas reproductivamente cachirres (<i>Paleosuchus</i> spp)	Auxiliar (Constante)	0,5	Se asume
Hr RtlT	% hembras activas reproductivamente cachirres (<i>Paleosuchus</i> spp)	Auxiliar (Constante)	0,5	Alvarenga (2006)
Hr Vnd	% hembras activas reproductivamente venados (<i>Mazama</i> spp)	Auxiliar (Constante)	0,5	Osorno <i>et al.</i> (2014)
CH + Acrónimo	Número de crías por hembra/año para cada grupo de especies (Cjch, Crll, Dnt, G, PG, Ppq, PyP, RG, Rp, RtlC, RtlT, Vnd)	Auxiliar		

Nombre	Parámetro	Tipo variable	Valor	Fuente
C Cjch	Número crías de cajucho (<i>T. pecari</i>) por evento reproductivo	Auxiliar (Constante)	2	Noss & Cuellar (2008)
C Crll	Número crías de cerrillo (<i>P. tajacu</i>) por evento reproductivo	Auxiliar (Constante)	2	Mayor et al. (2007)
C Dnt	Número crías de danta (<i>T. terrestris</i>) por evento reproductivo	Auxiliar (Constante)	1	Sinchi (2014)
C G	Número crías de gallinetas (Tinamidae) por evento reproductivo	Auxiliar (Constante)	3	Schelsky (2004)
C PG	Número crías de primates grandes (<i>A. seniculus</i> , <i>L. lagotricha</i> , <i>S. apella</i>) por evento reproductivo	Auxiliar (Constante)	1	Aquino et al. (2007) Anage: <i>Lagothrix lagotricha</i>
C Ppq	Número crías de primates pequeños (<i>S. inustus</i> , <i>S. sciureus</i> y <i>C. lugens</i>) por evento reproductivo	Auxiliar (Constante)	1	Varela (2005) Defler (2010)
C PyP	Número crías de pavas y paujiles (Cracidae) por evento reproductivo	Auxiliar (Constante)	2,5	Begazo (1996)
GC Rg	Número crías de roedores grandes (<i>C. paca</i>) por evento reproductivo	Auxiliar (Constante)	1	Sinchi (2014)
C Rp	Número crías de roedores pequeños (<i>D. fuliginosa</i> , <i>M. acouchy</i>) por evento reproductivo	Auxiliar (Constante)	2	Aquino et al. (2007) Mora et al. (2004)
C RtlC	Número crías de cachirres (<i>Paleosuchus</i> spp) por evento reproductivo	Auxiliar (Constante)	7 (14 pero con mortalidad en el nido de 50%)	Campos et al. (2015)
C RtlT	Número crías de cachirres B68 por evento reproductivo	Auxiliar (Constante)	3	Alvarenga (2006)

Nombre	Parámetro	Tipo variable	Valor	Fuente
C Vnd	Número crías de venados (<i>Mazama</i> spp) por evento reproductivo	Auxiliar (Constante)	1	Sinchi (2014)
Ps Cjc	Eventos reproductivos al año por hembra de cajucho (<i>T. pecari</i>)	Auxiliar (Constante)	1	Noss et al. (2008)
Ps Crl	Eventos reproductivos al año por hembra de cajucho (<i>P.tajacu</i>)	Auxiliar (Constante)	1,5	Mayor et al. (2007)
Ps Dnt	Eventos reproductivos al año por hembra de danta (<i>T. terrestris</i>)	Auxiliar (Constante)	1	Noss et al. (2008)
Ps G	Eventos reproductivos al año por hembra de gallinetas (Tinamidae)	Auxiliar (Constante)	1	Werner & Griebeler (2011)
Ps Pg	Eventos reproductivos al año por hembra de primates grandes (<i>A. seniculus</i> , <i>L. lagotricha</i> , <i>S. apella</i>)	Auxiliar (Constante)	0,5	Aquino (2007) AnAge: <i>Lagothrix lagotricha</i>
Ps Ppq	Eventos reproductivos al año por hembra de primates pequeños (<i>S. inustus</i> , <i>S. sciureus</i> y <i>C. lugens</i>)	Auxiliar (Constante)	1	AnAge: <i>Saimiri sciureus</i>
Ps PyP	Eventos reproductivos al año por hembra de pavas y pajiños (Cracidae)	Auxiliar (Constante)	1	Kattan & Valderrama (2006)
Ps Rg	Eventos reproductivos al año por hembra de roedores grandes (<i>C. paca</i>)	Auxiliar (Constante)	1,5	AnAge: <i>Cuniculus paca</i>
Ps Rp	Eventos reproductivos al año por hembra de roedores pequeños	Auxiliar (Constante)	2,75	Aquino (2007) Mora et al. (2004)

Nombre	Parámetro	Tipo variable	Valor	Fuente
	(<i>D. fuliginosa</i> , <i>M. acouchy</i>)			
Ps RtIC	Eventos reproductivos al año por hembra de cachirres (<i>Paleosuchus</i> spp)	Auxiliar (Constante)	0,33	Lugo (2003)
Ps RtIT	Eventos reproductivos al año por hembra de tortugas	Auxiliar (Constante)	2	Páez (2012)
Ps V	Eventos reproductivos al año por hembra de venados (<i>Mazama</i> spp)	Auxiliar (Constante)	1	Noss (2000)
Md Cjch	Maduración de cajucho (<i>Tayassu pecari</i>)(edad a la primera reproducción)	Auxiliar (Constante)	24 meses= 2 años	Noss & Cuellar (2008)
Md Crll	Maduración de cerrillo (<i>Pecari taacu</i>) (edad a la primera reproducción)	Auxiliar (Constante)	12 meses= 1 años	Mayor et al. (2007)
Md Dnt	Maduración de Danta (<i>Tapirus terrestris</i>) (edad a la primera reproducción)	Auxiliar (Constante)	48 meses= 4 años	Tirira (2007)
Md G	Maduración de Gallinetas (Tinamidae) (edad a la primera reproducción)	Auxiliar (Constante)	12 meses	Cabot et al. (1992)
Md PyP	Maduración Pavas y pajiños (Cracidae) (edad a la primera reproducción)	Auxiliar (Constante)	3 años = 36 meses	Begazo(1996)
Md Pg	Maduración de primates grandes (<i>A. seniculus</i> , <i>L. lagotricha</i> y <i>S. apella</i>) (edad a la primera reproducción)	Auxiliar (Constante)	84 meses=7años	Di Bitetti & Janson (2001) AnAge: <i>Lagothrix lagotricha</i>
Md Ppq	Maduración Primates pequeños (<i>S. inustus</i> , <i>S. sciureus</i> y <i>C. lugens</i>)	Auxiliar (Constante)	36 meses=3 años	AnAge: <i>Saimiri sciureus</i> Defler (2010)

Nombre	Parámetro	Tipo variable	Valor	Fuente
	(edad a la primera reproducción)			
Md Rg	Maduración Roedores grandes (<i>Cuniculus paca</i>) (edad a la primera reproducción)	Auxiliar (Constante)	12 meses	AnAge: Cuniculus paca
Md Rp	Maduración Roedores pequeños (D. fuliginosa, M. acouchy) (edad a la primera reproducción)	Auxiliar (Constante)	12 meses	AnAge: Myoprocta acouchy
Md RtlC	Maduración cachirres (<i>Paleosuchus</i> spp) (edad a la primera reproducción)	Auxiliar (Constante)	120 meses= 10 años	Magnusson & Lima (1991)
Md RtlT	Maduración tortugas (<i>M. gibba</i> , <i>M. raniceps</i> , <i>P. geoffroanus</i> , <i>R. rufipes</i>) (edad a la primera reproducción)	Auxiliar (Constante)	96 meses= 8 años	Páez (2012)
Md Vnd	Maduración venados (<i>Mazama</i> spp) (edad a la primera reproducción)	Auxiliar (Constante)	12 meses= 1 años	Noss (2000)
AnE, AnP, Cjch, Crll, Dnt, G, PG, Ppq, PyP, RG, Rp, RtlC, RtlT, Vnd	Población de individuos adultos	Depósito	Valor inicial = 0.9 * K	
Ocs	Población de adultos de especies Ocasionales	Depósito	Bella Vista = 25016 Kg/Km2 Puerto Loro = 19462 Kg/Km2	Terborgh et al. (1990) Haugaasen & Peres (2005).
mort + Acrónimo	Mortalidad de los adultos de los grupos de especies (Cjch, Crll, Dnt, G, PG, Ppq, PyP, RG, Rp, RtlC, RtlT, Vnd)	Auxiliar	Diferencia entre la capacidad de carga y la población total	
Sup RtlT	Supervivencia de tortugas	Auxiliar	0.275	Heppell (1998)
PARÁMETROS MÓDULO PROCESO DECISIÓN APROVECHAMIENTO				

Nombre	Parámetro	Tipo variable	Valor	Fuente
Dens Cjch	Densidad de Cajuche	Auxiliar	0,202-0,291	Osorno et al. (2014)
Dens Crll	Densidad cerrillo	Auxiliar	0,202-0,291	Osorno et al. (2014)
Dens Dnt	Densidad danta	Auxiliar	0,144-0,368	Osorno et al. (2014)
Dens G	Densidad gallineta	Auxiliar	9,152-10,992	Osorno et al. (2014)
Dens PG	Densidad Primates grandes	Auxiliar	4,174-7,062	Osorno et al. (2014)
Dens Ppq	Densidad Primates pequeños	Auxiliar	1,191-2,132	Osorno et al. (2014)
Dens PyP	Densidad pavas y paujiles	Auxiliar	2,637-4,968	Osorno et al. (2014)
Dens Rp	Densidad roedores pequeños	Auxiliar	0,736-1,222	Osorno et al. (2014)
Dens Vnd	Densidad venados	Auxiliar	0,125-0,549	Osorno et al. (2014)
e Crll	Tasa de encuentro cerrillo	Auxiliar	0,00122*3,6/Dens	Osorno et al. (2014)
e Cjch	Tasa de encuentro Cajuche	Auxiliar	0,00122*3,6/Dens	Osorno et al. (2014)
e Dnt	Tasa de encuentro Danta	Auxiliar	0,001675/Dens	Osorno et al. (2014)
e G	Tasa de encuentro gallineta	Auxiliar	0,2426/Dens	Osorno et al. (2014)
e Ocs	Tasa de encuentro especies Ocasionales	Auxiliar	0,0151*3,6/Dens	Osorno et al. (2014)
e PG	Tasa de encuentro Primates grandes	Auxiliar	0,0553*3,6/Dens	Osorno et al. (2014)
e Ppq	Tasa de encuentro Primates pequeños	Auxiliar	0,0356*3,6/Dens	Osorno et al. (2014)
e PyP	Tasa de encuentro Pavas y paujiles	Auxiliar	0,0566*3,6/Dens	Osorno et al. (2014)
e RG	Tasa de encuentro Roedores grandes	Auxiliar	0,04398/Dens	Osorno et al. (2014)
e Rp	Tasa de encuentro Roedores pequeños	Auxiliar	0,04392*3,6/Dens	Osorno et al. (2014)
e RtlC	Tasa de encuentro cachirres	Auxiliar	0,022/Dens	Osorno et al. (2014)
e RtlT	Tasa de encuentro Tortugas	Auxiliar	0,036/Dens	Osorno et al. (2014)
e Vnd	Tasa de encuentro Venados	Auxiliar	0,001675/Dens	Osorno et al. (2014)
E1 AnE	Energía aportada por Kg anfibio estacional	Auxiliar	871,4 Kcal	Fioranelli et al. (2004)
E1 AnP	Energía aportada por Kgn anfibio permanente	Auxiliar	871,4 Kcal	Fioranelli et al. (2004)
E1 Crll	Energía aportada por Kg cerrillo	Auxiliar	926,2 Kcal	Aguiar (1996)

Nombre	Parámetro	Tipo variable	Valor	Fuente
E1 Cjch	Energía aportada por Kg cajucho	Auxiliar	926,2 Kcal	Aguiar (1996)
E1 Dnt	Energía aportada por Kg danta	Auxiliar	1273,4 Kcal	Aguiar (1996)
E1 G	Energía aportada por Kg gallineta	Auxiliar	2970 Kcal	ICBF (2015)
E1 Ocs	Energía aportada por Kg especies ocasionales	Auxiliar	1432 kcal	Promedio
E1 PG	Energía aportada por kg Primates grandes	Auxiliar	1980 kcal	ICBF (2015)
E1 Ppq	Energía aportada por kg Primates pequeños	Auxiliar	1980 Kcal	ICBF (2015)
E1 PyP	Energía aportada por Kg Pavas y paujiles	Auxiliar	2970 Kcal	ICBF (2015)
E1 RG	Energía aportada por kg roedores grandes	Auxiliar	1127,8 Kcal	Aguiar (1996)
E1 Rp	Energía aportada por kg roedores pequeños	Auxiliar	939,3 Kcal	Aguiar (1996)
E1 RtlC	Energía aportada por kg cachirre	Auxiliar	1260 kcal	ICBF (2015)
E1 RtlT	Energía aportada por un tortuga	Auxiliar	860 kcal	ICBF (2015)
E1 Vnd	Energía aportada por un venado	Auxiliar	1100,2 kcal	Aguiar (1996)
Hi AnE	Tiempo manejo por Kgn anfibio estacional	Auxiliar	Bella Vista = 0,05 Puerto Loro = 0,05	Este trabajo
Hi AnP	Tiempo manejo por Kgn anfibio permanente	Auxiliar	Bella Vista = 1,92 Puerto Loro = 1,71	Este trabajo
Hi Crll	Tiempo manejo por Kg cerrillo	Auxiliar	Bella Vista = 0,8 Puerto Loro = 7,39	Este trabajo
Hi Cjch	Tiempo manejo por Kg cajucho	Auxiliar	Bella Vista = 0,05 Puerto Loro = 0,05	Este trabajo
Hi Dnt	Tiempo manejo por Kg danta	Auxiliar	Bella Vista = 2 Puerto Loro = 2,25	Este trabajo
Hi G	Tiempo manejo por Kg gallineta	Auxiliar	Bella Vista = 1,36 Puerto Loro = 1,04	Este trabajo
Hi Ocs	Tiempo manejo por Kg especies ocasionales	Auxiliar	Bella Vista = 2,20 Puerto Loro = 1,50	Este trabajo

Nombre	Parámetro	Tipo variable	Valor	Fuente
Hi PG	Tiempo manejo por kg Primates grandes	Auxiliar	Bella Vista = 1,81 Puerto Loro = 4	Este trabajo
Hi Ppq	Tiempo manejo por kg Primates pequeños	Auxiliar	Bella Vista = 2,13 Puerto Loro = 2	Este trabajo
Hi PyP	Tiempo manejo por Kg Pavas y pajiles	Auxiliar	Bella Vista = 2,73 Puerto Loro = 1,98	Este trabajo
Hi RG	Tiempo manejo por kg roedores grandes	Auxiliar	Bella Vista = 2,91 Puerto Loro = 2,58	Este trabajo
Hi Rp	Tiempo manejo por kg roedores pequeños	Auxiliar	Bella Vista = 2,13 Puerto Loro = 2	Este trabajo
Hi RtlC	Tiempo manejo por kg cachirre	Auxiliar	Bella Vista = 2,88 Puerto Loro = 3,93	Este trabajo
Hi RtlT	Tiempo manejo por kg tortuga	Auxiliar	Bella Vista = 4,16 Puerto Loro = 3,64	Este trabajo
Hi Vnd	Tiempo manejo por kg venado	Auxiliar	Bella Vista = 1,04 Puerto Loro = 1,04	Este trabajo
EffT0	Esfuerzo total de cacería	Auxiliar	Bella Vista Ene-Dic 144,57; 163,22; 176,00; 126,51; 249,75; 224,08; 414,45; 424,03; 311,13; 341,43; 264,28; 143,72	Este trabajo
EffT1	Esfuerzo total de cacería	Auxiliar	Puerto Loro Ene-Dic1 137,17; 121,95; 169,42; 152,50; 266,62; 338,60; 318,85; 297,67; 521,25; 232,07; 239,28; 171,05	Este trabajo
PARÁMETROS COSECHA				
Éxito	Éxito de cacería	Auxiliar	Bella Vista = 82,15% \pm 25,8 Pto. Loro = 79,4 % \pm 23,1	Osorno et al. (2014)
Caz	Cazadores por comunidad	Auxiliar	Bella Vista = 20 Puerto Loro = 16	Este trabajo
No planeada	No planeada	Auxiliar	Bella Vista = 14,7% Puerto Loro = 10%	Osorno et al. (2014)

Nombre	Parámetro	Tipo variable	Valor	Fuente
Probabilidad Uso escopeta	Probabilidad de que el cazador tenga escopeta en el momento de encontrar una presa potencial	Auxiliar	Bella Vista = 0.288 Puerto Loro= 0.523	
Cuota Calendario ecológico CalEcol				
Cuota Crl	Cuota de cerrillo para aprovechar según calendario ecológico	Auxiliar	0,2 (1 presa por cada 5 cazadores)	Aproximaciones por entrevistas en las comunidades. La temporalidad según Calendario ecológico AATIZOT 2014
Cuota Cjch	Cuota de cajuche para aprovechar según calendario ecológico	Auxiliar	0,125 (1 presa por cada 8 cazadores)	
Cuota Dnt	Cuota de danta para aprovechar según calendario ecológico	Auxiliar	0,125 (1 presa por cada 8 cazadores)	
Cuota G	Cuota de gallinetas para aprovechar según calendario ecológico	Auxiliar	0,5 (1 presa por cada 2 cazadores)	
Cuota PG	Cuota de primates grandes para aprovechar según calendario ecológico	Auxiliar	0,2 (1 presa por cada 5 cazadores)	
Cuota Ppq	Cuota de primates pequeños para aprovechar según calendario ecológico	Auxiliar	0,33 (1 presa por cada 3 cazadores)	
Cuota PyP	Cuota de pavas y paujiles para aprovechar según calendario ecológico	Auxiliar	0,5 (1 presa por cada 2 cazadores)	
Cuota RG	Cuota de roedores grandes para aprovechar según calendario ecológico	Auxiliar	1 presa por cazador	
Cuota Rp	Cuota de roedores pequeños para aprovechar según calendario ecológico	Auxiliar	1 presa por cazador	
Cuota RtlC	Cuota de cachirres para aprovechar según calendario ecológico	Auxiliar	0,25 (1 presa por cada 4 cazadores)	

Nombre	Parámetro	Tipo variable	Valor	Fuente
Cuota RtIT	Cuota de tortugas para aprovechar según calendario ecológico	Auxiliar	0,66 (2 presas por cada 3 cazadores)	
Cuota Vnd	Cuota de venados para aprovechar según calendario ecológico	Auxiliar	0,2 (1 presa por cada 5 cazadores)	
PARÁMETROS SEGURIDAD ALIMENTARIA				
PhumBV	Población humana Bella Vista	Auxiliar	Enero, junio, julio y dic = 176 Los demás meses = 117	AATIZOT 2014
PhumPL	Población humana Puerto Loro	Auxiliar	Enero, junio, julio y dic = 66 Los demás meses = 39	AATIZOT 2014
Balance CalT	Valor de mínimos requeridos de ingesta de calorías	Auxiliar	70000 Kcal/persona*mes	ICBF (2015)
Balance ProtT	Valor de mínimos requeridos de ingesta de proteínas	Auxiliar	2,203 Kg/persona*mes	ICBF (2015)